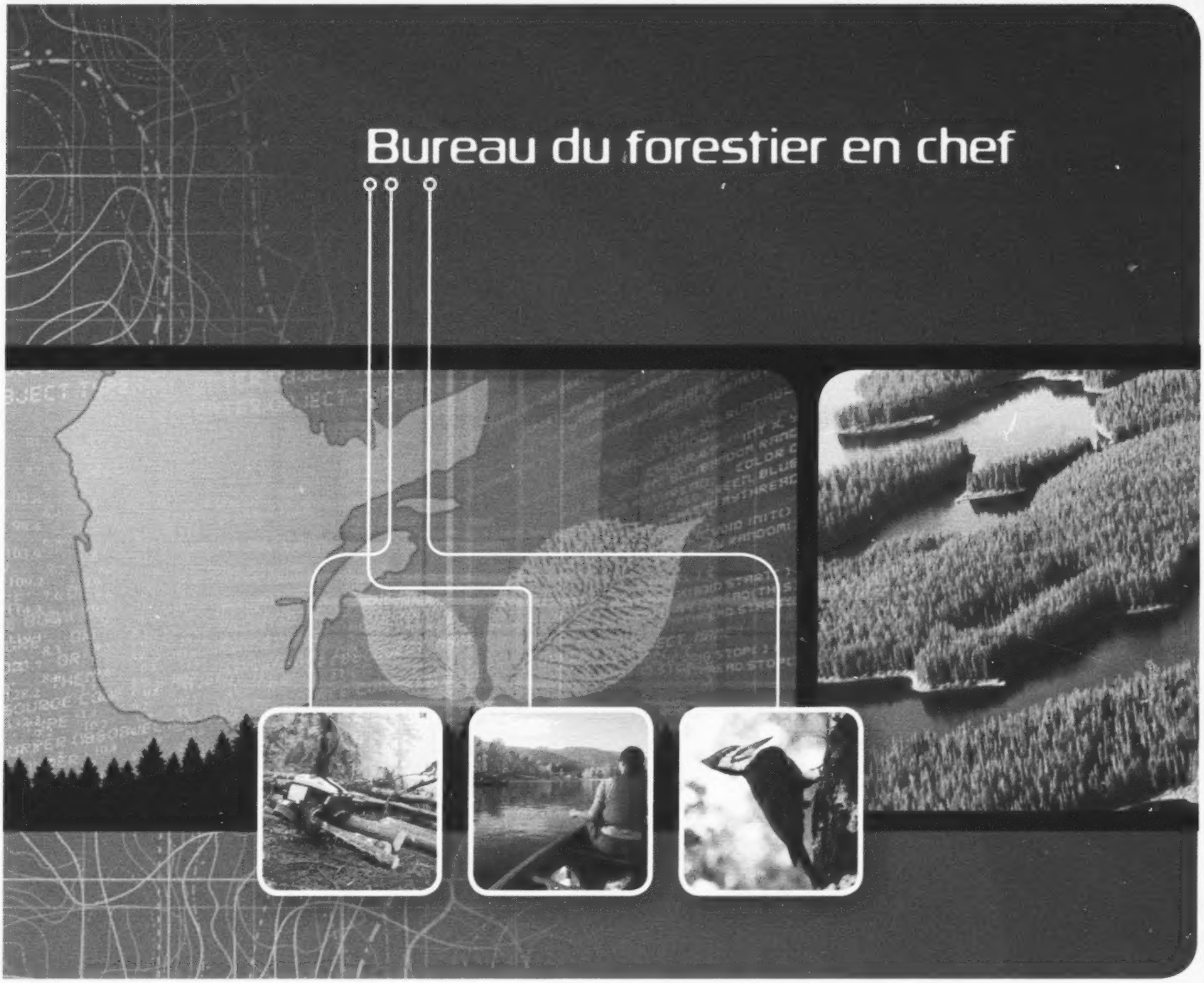
Manuel de détermination des possibilités forestières

2013-2018



Québec

Direction : Marc Plante, ing.f.

Coordination : Michel Villeneuve, ing.f., M.Sc.

Rédaction : Martin Côté, ing.f., Ibrahima Gassama, écon., M.Sc., Antoine Nappi, biol., Ph.D., Julie Poulin, biol., M.Sc. et Héloïse Rheault, biol., Ph.D.

Cartes : Antoine Nappi et Yannick Dionne, tech. f.

Figures : Julie Poulin

Révision linguistique : Claire Fecteau

Édition : Julie Poulin et Antoine Nappi

Conception graphique : Pige communication

Remerciements : Nous tenons à remercier les quelque 200 collaborateurs et réviseurs qui ont participé à la production du *Manuel*. Les contributions individuelles sont identifiées à la fin de chaque fascicule.

Référence :
Bureau du forestier en chef. 2013. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, 247 p.

La présente publication est accessible dans Internet à l'adresse suivante :
http://forestierenchef.gouv.qc.ca/documents/calcul-des-possibilites-forestieres/2013-2018/manuel-de-determination-des-possibilites-forestieres/

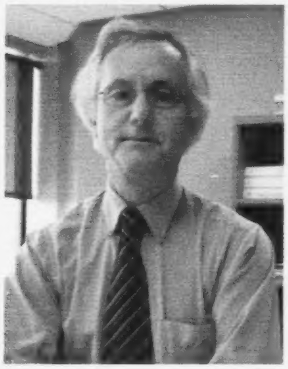
Pour plus d'information :
Bureau du forestier en chef
845, boulevard Saint-Joseph
Roberval (Québec) G8H 2L6

Tél. : (418) 275-7770
Téléc. : (418) 275-8884
Courriel : MDPF@fec.gouv.qc.ca
http://www.forestierenchef.gouv.qc.ca

© Gouvernement du Québec
Dépôt légal – 2013
Bibliothèque et Archives nationales du Québec
ISBN 978-2-550-69222-5 (PDF)
ISBN 978-2-550-69223-2 (imprimée)

Mot du Forestier en chef

Le *Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018* : le premier en son genre au Québec!



Depuis la création du Bureau du forestier en chef, nous avons réalisé des progrès significatifs en matière de calcul des possibilités forestières. Nous nous sommes dotés de nouveaux outils, avons développé de nouvelles méthodes et avons bénéficié de meilleures connaissances. Désormais, les dimensions économique, environnementale et sociale associées à la forêt sont prises en considération directement dans le calcul, facilitant ainsi la mise en œuvre de l'aménagement durable des forêts.

La détermination des possibilités forestières constitue un exercice essentiel de par son effet direct sur l'activité économique des régions du Québec. Le secteur forestier procure encore, en 2013, plus de 156 000 emplois directs et indirects. De plus, il occupe une place névralgique dans le maintien de plusieurs communautés forestières. Ce secteur compte en grande partie sur l'accès à la matière ligneuse provenant des forêts du domaine de l'État. Les forêts du Québec jouent également un rôle essentiel dans la conservation de la biodiversité, la séquestration du carbone ainsi que la qualité de l'air et de l'eau. Elles sont intimement liées à la culture et au mode de vie des Québécois et des Premières Nations. Les activités d'aménagement ont des effets sur chacune de ces composantes. En déterminant ce qui peut être récolté, je tiens nécessairement compte de ce qui doit être préservé, notamment pour assurer les fonctions essentielles et la pérennité des écosystèmes.

Le *Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018* est le premier en son genre au Québec. Il me permet de diffuser les principes et les orientations à la base du calcul et de la détermination des possibilités forestières pour les forêts du domaine de l'État. Il démontre la rigueur et la transparence des travaux réalisés par une équipe appliquant de hauts standards d'expertise. Le *Manuel* expose la manière dont sont intégrées les nouvelles pratiques véhiculées par le nouveau régime forestier. Par ailleurs, le *Manuel* répond à la demande des Québécois d'être mieux informés en expliquant les grandes lignes du calcul de manière synthétique et vulgarisée. Il se veut un outil tant pour les analystes du calcul que pour les personnes intéressées par cet élément essentiel de la planification forestière.

Dans un esprit d'amélioration continue, de rigueur et de transparence, le Bureau du forestier en chef poursuivra ses efforts d'innovation dans la poursuite de sa mission visant à assurer la pérennité et l'utilisation diversifiée du milieu forestier.

Le Forestier en chef,

Gérard Szaraz, ing.f., M.Sc., M.A.P.

Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018

Introduction 5

Chapitre 1. Principes et orientations

1.1 Planification forestière 11
1.2 Détermination des possibilités forestières 17
1.3 Rendement soutenu 19
1.4 Gestion de l'incertitude 23
1.5 Perturbations naturelles 29

Chapitre 2. Étapes du calcul des possibilités forestières

2.1 Cartographie 43
2.2 Strates d'aménagement 47
2.3 Stratégie sylvicole 51
2.4 Évolution des strates 55
2.5 Variables de suivi 63
2.6 Optimisation 67
2.7 Spatialisation avec STANLEY 71

Chapitre 3. Traitements sylvicoles

3.1 Plantation 77
3.2 Éducation au stade gaulis 83
3.3 Coupes totales 87
3.4 Coupe avec protection des petites tiges marchandes 91
3.5 Éclaircie commerciale 95
3.6 Coupe progressive régulière 99
3.7 Coupe progressive irrégulière 103
3.8 Coupes de jardinage 109

Chapitre 4. Objectifs d'aménagement

Structure, composition et configuration des écosystèmes forestiers

4.1 Structure d'âge 115
4.2 Composition végétale 125
4.3 Pin blanc 135
4.4 Aires protégées 145
4.5 Organisation spatiale en pessière 149

Préoccupations fauniques

4.6 Habitats fauniques 157
4.7 Cerf de Virginie 175
4.8 Caribou des bois 183

Productivité des forêts

4.9 Paludification 193
4.10 Éricacées 201
4.11 Landes à lichens 207

Protection des sols et de l'eau

4.12 Milieu aquatique 211

Aspects socio-économiques

4.13 Production de bois 219
4.14 Rentabilité économique 225
4.15 Qualité visuelle des paysages 231
4.16 Premières Nations 239
4.17 Cris 243

Introduction

Objectif du *Manuel*

Le *Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018* présente l'information relative à la réalisation du calcul et à la détermination des possibilités forestières des forêts du domaine de l'État. Le *Manuel* explique comment les possibilités forestières sont établies et démontre de quelle façon elles contribuent à l'aménagement durable des forêts, entre autres en tenant compte :

- des orientations et des objectifs du projet de Stratégie d'aménagement durable des forêts (SADF);
- des dispositions du futur règlement sur l'aménagement durable des forêts (futur RADF);
- ainsi que des objectifs régionaux et locaux d'aménagement durable des forêts.

Le *Manuel* s'adresse au personnel du ministère des Ressources naturelles impliqué dans la planification forestière et aux spécialistes concernés par l'aménagement forestier. Il vise également à informer toute personne intéressée à comprendre les principes et les méthodes qui sous-tendent le calcul et la détermination des possibilités forestières.

Portée

Le calcul des possibilités forestières consiste essentiellement à modéliser, à long terme et à grande échelle, l'évolution de la forêt soumise à des activités d'aménagement forestier. Ainsi, le *Manuel* porte sur des éléments de nature stratégique à considérer pour la réalisation d'un calcul.

Le *Manuel* est un document de référence qui doit être utilisé avec discernement. L'acquisition de nouvelles connaissances est continuelle. Ainsi, tout est mis en œuvre afin que le contenu du *Manuel* soit le reflet des meilleures connaissances disponibles au moment de sa production. Il est également produit afin qu'il soit applicable à la plupart des situations rencontrées. Toutefois, l'analyste chargé de réaliser un calcul de possibilité forestière vérifie si les orientations et les hypothèses présentées sont directement applicables. Il peut également avoir recours à des données locales lorsqu'elles sont disponibles, afin d'appuyer ses analyses.

Contenu

Le *Manuel* est divisé en quatre chapitres composés de courts fascicules :

Chapitre 1 – Principes et orientations

Ce chapitre présente les principes et les orientations retenus pour déterminer les possibilités forestières. Il situe le calcul des possibilités forestières dans le processus de planification forestière et le distingue de la détermination des possibilités forestières. De plus, il précise comment s'applique le principe de rendement soutenu pour la période 2013-2018. Ce chapitre aborde également les mesures de gestion de l'incertitude entourant les résultats du calcul, notamment celles en lien avec les perturbations naturelles.

Crédit photo : Jean Girard

Chapitre 2 – Étapes du calcul des possibilités forestières

Les fascicules de ce chapitre résument les sept principales étapes de la réalisation du calcul des possibilités forestières :

- cartographie – L'organisation de l'information forestière et territoriale contenue dans la carte servant au calcul.
- strates d'aménagement – Les principes qui sous-tendent la création des strates d'aménagement.
- stratégie sylvicole – La formation des groupes de strates, l'élaboration des séries d'aménagement et la sélection des seuils des variables qui déclenchent les traitements sylvicoles.
- évolution des strates – La nouvelle génération de modèles de croissance ainsi que la méthode de création des courbes qui prévoient l'évolution des strates d'aménagement au fil des périodes du calcul.

- variables de suivi – La conception des différentes variables de suivi, lesquelles sont nécessaires pour évaluer au fil du temps l'état d'indicateurs forestiers ou d'aménagement durable des forêts.
- optimisation – Le principe de la programmation linéaire qui génère les résultats du calcul.
- spatialisation avec STANLEY – l'intégration des contraintes spatiales relatives à la récolte de matière ligneuse pour rendre les résultats du calcul plus fidèles à la réalité opérationnelle.

Chapitre 3 – Traitements sylvicoles

Ce chapitre décrit l'application des traitements sylvicoles dans le calcul des possibilités forestières. Les traitements présentés dans ce chapitre correspondent aux principaux traitements identifiés dans *Le guide sylvicole du Québec*[1] et sont ceux qui entraînent un changement de courbe d'évolution (courbe *effets de traitement*). Huit traitements sont intégrés :

- plantation;
- éducation au stade gaulis;
- coupes totales;
- coupe avec protection des petites tiges marchandes;
- éclaircie commerciale;
- coupe progressive régulière;
- coupe progressive irrégulière;
- coupes de jardinage.

La préparation de terrain, l'ensemencement et le dégagement sont intégrés au calcul en tant que « traitement connexe », nécessaire au maintien de la productivité de certaines strates traitées. Leur présence dans un scénario sylvicole entraîne des coûts supplémentaires, mais ils n'entraînent pas de changement de courbes d'évolution.

Chaque fascicule se divise en deux sections principales : *Description* et *Intégration au calcul*. La section *Description* résume l'information pertinente présentée dans *Le guide sylvicole du Québec* pour comprendre l'application du traitement dans le calcul des possibilités forestières. La section *Intégration au calcul* décrit les strates pour lesquelles le traitement est approprié, explique à quel moment de l'évolution d'une strate le traitement peut s'appliquer et rapporte ses effets sur l'évolution des strates. Ces effets sont, entre autres, le pourcentage de prélèvement, le délai entre les traitements et le choix de la courbe *effets de traitement*.

Chapitre 4 – Objectifs d'aménagement

Le Forestier en chef a le mandat « *de déterminer les possibilités forestières… en tenant compte des objectifs régionaux et locaux d'aménagement durable des forêts* ». À cet effet, ce chapitre vise à expliquer, faciliter et orienter l'intégration des objectifs d'aménagement durable des forêts dans le calcul des possibilités forestières. Considérant qu'un rendement soutenu en volume de la matière ligneuse constitue l'objectif central de la détermination des possibilités forestières, ce chapitre aborde plus spécifiquement les autres objectifs de nature environnementale, sociale et économique qui peuvent être pris en considération dans la planification stratégique et lors de la détermination des possibilités forestières. Il contribue également à faire un bilan de l'intégration de ces objectifs, permettant ainsi d'évaluer le caractère durable des possibilités forestières déterminées par le Forestier en chef.

Les objectifs d'aménagement présentés dans ce chapitre sont i) de portée stratégique[2], ii) jugés prioritaires comme enjeu d'aménagement durable des forêts, iii) abordés dans le cadre stratégique et réglementaire du ministère des Ressources naturelles et iv) ceux pour lesquels des outils et des méthodes d'intégration au calcul sont disponibles. Ils ont été sélectionnés sur la base de plusieurs documents ministériels ou autres (encadré 1). Ces objectifs sont potentiellement applicables à une partie ou à l'ensemble des forêts du domaine de l'État[3].

---

1 MRN (2013).

2 Les objectifs de portée « stratégique » s'appliquent à grande échelle et sur de longs horizons temporels, ce qui implique un degré de détail plus grossier en comparaison à la planification plus opérationnelle (Raulier et al. 2009).

3 D'autres objectifs pourraient être pris en considération dans certains territoires, mais ne sont pas traités dans ce chapitre compte tenu de leur portée plus locale.

Crédit photo : Héloïse Rheault

Au total, 17 objectifs d'aménagement, ventilés en cinq thèmes, sont traités :

- structure, composition et configuration des forêts – Les objectifs de ce thème répondent à des enjeux importants à l'échelle provinciale ou régionale. Les fascicules traitent de la structure d'âge des forêts, de la composition végétale, des aires protégées et de l'organisation spatiale en pessière. En ce qui concerne la composition végétale, un fascicule traite plus spécifiquement du pin blanc, un enjeu important dans le sud-ouest du Québec.
- préoccupations fauniques – Les aspects fauniques sont traités en trois fascicules. Le premier, sur les habitats fauniques, traite de l'ensemble des préoccupations fauniques (ex. : espèces en situation précaire, habitats fauniques réglementés). Les deux autres traitent spécifiquement du cerf de Virginie et du caribou des bois, des espèces dont l'aménagement de l'habitat couvre de grands territoires en forêt aménagée.
- productivité des forêts – Trois objectifs liés à des enjeux de productivité sont ciblés dans ce thème, soit la paludification, l'envahissement par les éricacées et les landes à lichens. Ces préoccupations touchent plus spécifiquement la forêt boréale.
- protection de l'eau et des sols – Un seul objectif applicable à l'échelle stratégique a été identifié pour ce thème, soit celui concernant la protection du milieu aquatique. La protection des sols, tel que l'orniérage, est de nature plus opérationnelle et a peu d'implications dans le cadre du calcul.
- aspects sociaux et économiques – Les objectifs de ce thème sont très diversifiés et incluent des aspects liés à la production de bois, à la rentabilité économique des investissements forestiers, à la qualité visuelle des paysages ainsi qu'aux Premières Nations. Dans ce dernier cas, deux fascicules sont présentés, soit un qui traite des préoccupations des Premières Nations en général et un plus spécifique concernant l'Entente sur une nouvelle relation entre le gouvernement du Québec et les Cris du Québec.

Encadré 1. Documents consultés pour identifier les objectifs d'aménagement traités au chapitre 4

- Projet de Stratégie d'aménagement durable des forêts[4]
- Futur règlement d'aménagement durable des forêts[4]
- Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie I – Analyse des enjeux[5]
- Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier, plans généraux d'aménagement forestier 2007-2012 : document de mise en oeuvre[6]
- Plans généraux d'aménagement forestier de 2008-2013[7]
- Cadre de gestion du régime forestier québécois 2008-2013[8]
- Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière[9]
- Enjeux de biodiversité de l'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides. Rapport préliminaire du comité scientifique[10]
- Enjeux écologiques de la forêt feuillue tempérée québécoise[11]
- Using knowledge of natural disturbances to support sustainable forest management in the northern Clay Belt[12]
- Norme boréale nationale FSC[13]

Chaque fascicule résume l'essentiel de l'information nécessaire aux fins du calcul des possibilités forestières. Chacun est constitué de trois sections principales, soit *Préoccupation*, *Aménagement forestier* et *Intégration au calcul*. La section *Préoccupation* présente un résumé de la nature des préoccupations ainsi que les unités d'aménagement concernées. La section *Aménagement forestier* présente les objectifs, les moyens et les indicateurs qui s'appliquent à l'échelle de la planification stratégique. Les liens avec l'aménagement écosystémique ainsi qu'avec les engagements gouvernementaux y sont également présentés. Enfin, la section *Intégration au calcul* expose les principales orientations, les outils et les méthodes utilisés pour intégrer les moyens et les indicateurs d'aménagement au calcul des possibilités forestières, et ce, à chacune des étapes du calcul. L'information présentée vise à couvrir les principaux cas rencontrés lors du calcul des possibilités forestières. Cependant, des particularités non décrites dans les fascicules peuvent s'appliquer à certaines unités d'aménagement afin de répondre aux problématiques locales.

---

4 MRNF (2010).
5 Jetté et al. (2012).
6 MRNFP (2005).
7 Basé sur un échantillon de 23 plans généraux provenant de l'ensemble des régions du Québec.
8 MRNF (2009).
9 Grondin et Cimon (2003).
10 Comité scientifique sur les enjeux de biodiversité (2007).
11 Doyon et Bouffard (2009).
12 Bergeron et al. (2007).
13 FSC Canada (2004).

Références

Bergeron, Y., P. Drapeau, S. Gauthier et N. Lecomte. 2007. Using knowledge of natural disturbances to support sustainable forest management in the northern Clay Belt. Forestry Chronicle, 83(3) : 326-337.

Comité scientifique sur les enjeux de biodiversité. 2007. Enjeux de biodiversité de l'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides. Rapport préliminaire du comité scientifique. Ministère des ressources naturelles et de la Faune, Québec, Qc, viii, 118 p. + annexes.

Doyon, F. et D. Bouffard. 2009. Enjeux écologiques de la forêt feuillue tempérée québécoise, Québec. Préparé pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Québec, Qc, 63 p.

FSC Canada. 2004. Norme boréale nationale. Groupe de travail du Canada, Canada, 211 p.

Grondin, P et A. Cimon. 2003. Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de l'environnement forestier et Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 200 p.

Jetté, J.-P., M. Leblanc, M. Bouchard, S. Déry et N. Villeneuve. 2012. Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie I – Analyse des enjeux, version 1.1 (document de travail). Ministère des ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, Québec, Qc, 159 p.

MRN. 2013. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier, Les Publications du Québec, Québec, Qc, 709 p.

MRNF. 2009. Cadre de gestion du régime forestier québécois 2008-2013. Gouvernement du Québec, Direction du développement et de la coordination, Québec, Qc, 42 p.

MRNF. 2010. Consultation sur l'aménagement durable des forêts du Québec : document de consultation publique – Stratégie d'aménagement durable des forêts et modalités proposées pour le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts. Gouvernement du Québec, Québec, Qc, 104 p. http://consultation-adf.mrn.gouv.qc.ca/pdf/document-consultation-adf.pdf (consulté le 29 juillet 2013)

MRNFP. 2005. Objectifs de protection et de mise en oeuvre des ressources du milieu forestier, plans généraux d'aménagement forestier 2007-2012 : document de mise en œuvre. Gouvernement du Québec, Québec, Qc, 47 p.

Raulier, F., A. Leduc, R. Roy et M.-A. Vaillancourt. 2009. Aménagement de la forêt. *Dans* Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Manuel de foresterie, 2e édition. Ouvrage collectif, Éditions MultiMondes, Québec, Qc, pp. 649-676.

1

Principes et orientations

1.1 Planification forestière

La détermination des possibilités forestières occupe une place importante dans la planification forestière; elle se base sur le calcul des possibilités forestières, un outil d'analyse servant également à l'élaboration de la stratégie d'aménagement. L'attribution des volumes de bois se fait dans le respect des possibilités forestières déterminées par le Forestier en chef.

Crédit photo : Héloïse Rheault

Description

La planification forestière comprend l'analyse du territoire, l'élaboration de la stratégie, le calcul des possibilités forestières, la détermination des possibilités forestières, l'attribution des volumes de bois, la mise en œuvre de la stratégie ainsi que la réalisation des suivis et des bilans (figure 1).

Le calcul et la détermination des possibilités forestières sont des étapes en interaction sous la responsabilité du Forestier en chef. La détermination des possibilités forestières est réalisée sur la base du calcul des possibilités, lui-même servant d'outil d'analyse pour l'élaboration de la stratégie d'aménagement. Les garanties d'approvisionnement en volumes de bois sont attribuées dans le respect des possibilités forestières déterminées par le Forestier en chef.

Les étapes

Analyse du territoire

La planification forestière débute par une analyse du territoire à aménager qui définit les potentiels de mise en valeur et de protection des ressources forestières (ligneuses et autres). Entre autres, elle amène l'aménagiste à identifier les zones sensibles, les sites d'intérêt et les habitats fauniques à protéger ainsi que les zones à fort potentiel forestier pour la production de matière ligneuse. Elle tient compte des particularités socio-économiques du milieu en impliquant la participation des parties concernées (ex. : les communautés autochtones, les municipalités régionales, les bénéficiaires d'une garantie d'approvisionnement, les gestionnaires de zones d'exploitation contrôlée). Les éléments à prendre en considération lors de l'analyse du territoire sont spécifiés dans les paragraphes suivants.

Cadre législatif et réglementaire

Les objectifs et les interventions planifiées à l'échelle du territoire doivent être cohérents avec la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier, le Règlement sur l'aménagement durable des forêts[1], la Stratégie d'aménagement durable des forêts[1], le Plan d'affection du territoire public et le Plan régional de développement intégré des ressources et du territoire (encadré 1).

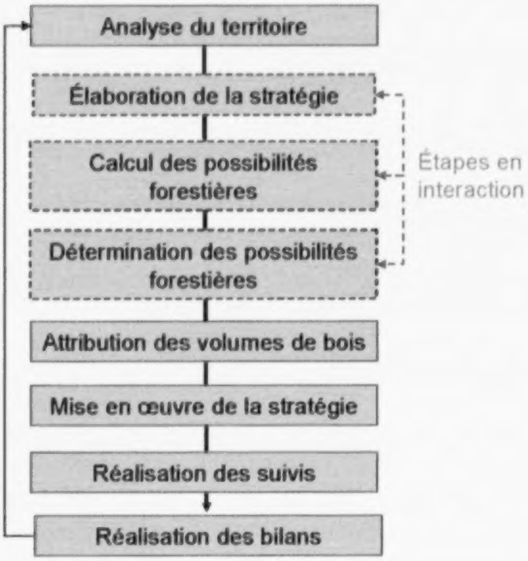


Figure 1. Cycle de la planification forestière. Le calcul des possibilités forestières sert d'outil d'analyse lors de l'élaboration de la stratégie d'aménagement et lors de la détermination des possibilités forestières.

[1] Le Règlement sur l'aménagement durable des forêts et la Stratégie d'aménagement durable des forêts sont en préparation (MRNF 2010).

Encadré 1. Les types de plans en lien avec l'élaboration de la stratégie d'aménagement

Plan d'affection du territoire public[2]
L'affectation du territoire public revêt un caractère stratégique pour la gestion des terres et des ressources du domaine de l'État. Elle consiste à définir les orientations du gouvernement pour l'utilisation et la protection du territoire public. Ces orientations sont véhiculées par l'entremise des plans d'affectation du territoire public (PATP).

Plan régional de développement du territoire public[3]
Le plan régional de développement du territoire public vise à déterminer, de concert avec les intervenants régionaux, où, quand et comment il est possible d'émettre des droits fonciers en vue d'une utilisation harmonieuse du territoire public.

Le Plan d'aménagement forestier intégré tactique[4]
Le PAFI-T est réalisé pour une période de cinq ans. Ce plan présente, notamment, les objectifs d'aménagement durable des forêts et la stratégie d'aménagement forestier retenue pour assurer le respect des possibilités forestières et l'atteinte de ces objectifs.

Le Plan d'aménagement forestier intégré opérationnel[4]
Le PAFI-O contient principalement les secteurs d'intervention où sont planifiées, conformément au plan tactique, la récolte de bois et la réalisation d'autres activités d'aménagement (travaux sylvicoles non commerciaux et voirie). Le PAFI-O est dynamique et mis à jour de temps à autre afin d'intégrer de nouveaux secteurs d'intervention.

Droits et intérêts des Premières Nations

Les Premières Nations sont omniprésentes sur le territoire. La planification forestière doit se faire en sollicitant leur participation et en s'assurant de prendre en compte leurs droits, leurs intérêts et leurs valeurs tout au long du processus.

Au Québec, trois nations (crie, naskapi et inuite) possèdent un traité et des droits spécifiquement reconnus. Concernant particulièrement l'aménagement forestier, les Cris et le gouvernement du Québec ont convenu d'une entente prévoyant la participation des Cris à la planification forestière.

Bilan des actions passées

Le bilan des actions passées consiste à considérer l'atteinte des objectifs et des engagements pris auparavant et le degré de réussite des interventions déjà réalisées sur le territoire, pour orienter l'élaboration de la prochaine stratégie.

Portrait socio-économique

L'analyse du contexte socio-économique permet d'identifier les besoins à l'égard de la protection et de la mise en valeur des ressources du territoire, soit :

- les usines de transformation du bois et autres industries;
- la disponibilité de la main-d'œuvre;
- les volumes de matière ligneuse et les types de produits recherchés selon les besoins actuels et anticipés;
- les produits forestiers non ligneux;
- les multiples usages (ex. : chasse, pêche, villégiature);
- les valeurs culturelles rattachées;
- les affectations particulières du territoire (ex. : aires protégées, zones sensibles, sites d'intérêt, habitats fauniques);
- l'accessibilité.

Portrait biophysique

L'analyse du territoire conduit à une description des attributs des forêts sur lesquels l'aménagement forestier a une influence (encadré 2). Dans un contexte d'aménagement écosystémique, ces attributs sont décrits en référence à la forêt préindustrielle. Les interventions d'aménagement et les perturbations naturelles peuvent modifier la structure, la composition, la productivité, ainsi que l'organisation spatiale des forêts au-delà de leur variabilité naturelle.

L'analyse des écarts entre le portrait actuel et le portrait naturel de ces attributs conduit à l'identification des enjeux écologiques pour le territoire (ex. : raréfaction des forêts mûres et surannées, modification de la composition végétale, simplification de la structure des peuplements).

Encadré 2. Exemples d'attributs des forêts à décrire

Composition des forêts
- Les types d'écosystèmes qui composent le paysage (représentatifs, rares et vulnérables)
- La composition en essences

Structure des forêts
- Les stades de développement des peuplements
- La structure verticale et horizontale des peuplements
- Présence d'arbres morts (ex. : chicots, débris ligneux) et d'arbres de gros diamètre (ex. : arbres à valeur faunique)

Productivité ligneuse
- Volumes de bois actuels et futurs
- Qualité des bois
- Superficies improductives

Organisation spatiale des forêts
- La distribution des attributs de composition et de structure dans le paysage (mosaïque forestière)
- La quantité, la taille, la répartition et la connectivité de ces attributs dans le paysage

[2] MRN – Plan d'affectation du territoire public.
[3] MRN – Plan régional de développement du territoire public.
[4] MRN – Planification forestière.

De plus, la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique implique de connaître les processus écologiques (encadré 3) qui influent sur la dynamique forestière et, conséquemment, l'état de ces attributs. Ces processus doivent être décrits à la lumière des connaissances disponibles. Par ailleurs, les effets des mesures de protection contre les feux et les épidémies d'insectes, de même que les effets des changements climatiques pourraient être considérés.

Encadré 3. Exemples de descriptifs des processus écologiques

- Agents de perturbations
- Fréquence des perturbations (ex. : cycle de feux, révolution des coupes, périodicité des épidémies, occurrence des chablis)
- Taille des perturbations (minimum, maximum et moyenne)
- Sévérité des perturbations (ex. : mortalité totale ou partielle, sol perturbé)
- Successions après perturbations

Synthèse des enjeux et des besoins à l'égard des ressources de la forêt

L'analyse du territoire est complétée par une synthèse des enjeux (sociaux, économiques et écologiques) et des besoins à l'égard du territoire à aménager. Cette synthèse doit permettre de retenir les enjeux les plus significatifs – ceux qui font consensus et qui sont cohérents avec la Stratégie d'aménagement durable des forêts et le Plan régional de développement du territoire public – pour compléter l'élaboration de la stratégie d'aménagement. Sur le territoire de l'Entente Cris-Québec, les enjeux retenus doivent s'inscrire dans le respect des dispositions du régime forestier adapté. Les prises de décision quant à la stratégie d'aménagement à adopter – soit le découpage du territoire, les objectifs d'aménagement et les interventions d'aménagement – découleront des enjeux de protection et de mise en valeur privilégiés à cette étape.

Élaboration de la stratégie d'aménagement

À partir du constat fait lors de l'analyse du territoire, la stratégie se définit par l'ensemble des interventions planifiées dans l'espace et dans le temps pour répondre aux enjeux de protection et de mise en valeur visés. La participation des parties intéressées et des Premières Nations aux différentes étapes de l'élaboration de la stratégie d'aménagement est une étape importante du processus de planification, incluant la phase de validation des possibilités forestières. Les paragraphes suivants décrivent la séquence des étapes de l'élaboration d'une stratégie d'aménagement. La stratégie d'aménagement finale est consignée dans le Plan d'aménagement forestier intégré tactique (encadré 1).

Définition des valeurs, objectifs, indicateurs et cibles d'aménagement

Les valeurs traduisent les préoccupations à l'égard de l'aménagement du territoire. Les objectifs d'aménagement, les indicateurs et les cibles sont structurés en fonction de ces valeurs (encadré 4). Pour faciliter la prise de décision quant aux choix des interventions à préconiser pour atteindre les objectifs d'aménagement, leurs indicateurs doivent être clairement définis et mesurables. De plus, des cibles ou des seuils sont fixés aux indicateurs retenus pour mesurer l'atteinte des objectifs.

Encadré 4. Valeur, objectif, indicateur et cible : un exemple

Valeur : Utilisation multiusage du territoire

Objectif : Convenir avec les usagers des activités favorisant le développement et la protection des ressources non ligneuses et les réaliser

Indicateur : Taux de respect des mesures d'harmonisation convenues

Cible : 100 %

Découpage territorial

Le découpage du territoire consiste à subdiviser le territoire en unités significatives par rapport aux objectifs poursuivis (ex. : unité territoriale de référence, territoires fauniques structurés, zone d'intensification de l'aménagement).

Choix des moyens d'aménagement

Les moyens d'aménagement sont envisagés en considérant l'ensemble des objectifs d'aménagement. La complémentarité et la synergie des moyens sont recherchées pour atteindre l'ensemble des objectifs. En outre, le besoin de concilier l'atteinte des objectifs sociaux, économiques et environnementaux justifie le choix final.

Élaboration de la stratégie sylvicole

L'atteinte des objectifs d'aménagement fixés pour un territoire dépend de l'application des traitements sylvicoles propices aux endroits et aux moments appropriés. Des unités forestières aux potentiels et contraintes d'aménagement similaires sont définies et des scénarios sylvicoles leur sont assignés.

Calcul des possibilités forestières

L'élaboration de la stratégie d'aménagement se fait en interaction avec le calcul des possibilités forestières. Le calcul est un exercice de modélisation[5]. En projetant les effets à long terme de la stratégie d'aménagement sur différents attributs forestiers, il permet d'identifier les moyens les plus efficaces pour répondre aux objectifs d'aménagement. En outre, par ses analyses d'impact et de sensibilité, le calcul permet d'identifier les décisions d'aménagement et les incertitudes les plus critiques à considérer pour l'aménagement durable des forêts. Les résultats du calcul sont soumis à une révision externe.

Détermination des possibilités forestières

Les possibilités forestières sont déterminées par le Forestier en chef à partir du calcul des possibilités forestières, une fois la stratégie d'aménagement finale adoptée. La détermination des possibilités forestières peut nécessiter des analyses complémentaires au calcul pour évaluer les risques environnementaux ou socio-économiques associés à une potentielle sous-estimation ou surestimation des possibilités forestières. L'acte de détermination peut conduire à une révision des possibilités forestières calculées.

Attribution des garanties d'approvisionnement

Une garantie d'approvisionnement indique les volumes de bois qui peuvent être récoltés annuellement par un bénéficiaire pour approvisionner une usine de transformation[6]. Ces volumes de bois sont attribués en fonction de la possibilité forestière déterminée par le Forestier en chef.

La répartition des volumes de bois entre les bénéficiaires se fait en tenant compte de certains critères, tels que :

- les besoins des usines de transformation;
- la disponibilité des bois en provenance de la forêt privée;
- la performance forestière et environnementale relative aux activités d'aménagement réalisées sur le territoire d'approvisionnement de l'usine.

Une partie des volumes de bois est également réservée pour le marché libre[7] et la réalisation de projets de développement régional (ex. : forêts de proximité).

[5] Se référer au fascicule 2.6 – Optimisation.
[6] MRN – Garanties d'approvisionnement.
[7] Le Bureau de mise en marché des bois procède à une vente aux enchères des bois des forêts publiques dans le but d'évaluer leur valeur marchande.

Mise en oeuvre de la stratégie

La stratégie d'aménagement est mise en œuvre en suivant une programmation des activités d'aménagement à réaliser en forêt et ce, sur une base annuelle (PAFI-O, encadré 1). La programmation des activités est soumise à la consultation publique et à la consultation des Premières Nations. Cette programmation permet d'informer les clientèles des conséquences à court terme de la stratégie d'aménagement sur leurs intérêts et leurs besoins exprimés aux étapes de consultation précédentes.

Sur la base de la cartographie écoforestière, l'aménagiste prévoit les zones d'intervention qui seraient les plus propices à la réalisation des moyens d'intervention convenus pour atteindre les cibles d'aménagement. Cette planification permet de visualiser sommairement la répartition des activités d'aménagement sur le territoire. Une attention particulière est portée aux éléments les plus critiques identifiés à l'étape de la détermination des possibilités forestières.

Pour l'exécution des interventions à court terme, l'aménagiste évalue les conditions observées sur le terrain. Il détermine les choix d'interventions optimaux pour l'atteinte des objectifs en fonction du potentiel des sites. Les inventaires avant traitements, la photo-interprétation et le *Guide sylvicole du Québec* lui servent d'aide au diagnostic sylvicole. Ces choix doivent assurer la mise en œuvre de la stratégie d'aménagement retenue. Les moyens à déployer pour la mise en oeuvre de la stratégie d'aménagement sont alors confirmés en tenant compte des conditions réelles de terrain ou de peuplement. Ainsi, dans certains cas, les moyens utilisés par l'aménagiste diffèrent de ceux prévus à la stratégie, sans pour autant la compromettre. En d'autres cas, les écarts constatés exigeront une correction à la stratégie.

Réalisation des suivis

Les suivis font partie intégrante du processus de mise en œuvre de l'aménagement durable des forêts. Ils sont nécessaires pour vérifier, valider et améliorer nos pratiques d'aménagement; il en va de même pour les méthodes menant à la détermination des possibilités forestières. Les suivis sont également utiles à différentes étapes du processus de planification forestière et pour la reddition de comptes.

Suivis de référence

Les suivis de référence (ex. : inventaires décennaux, relevés de biodiversité, suivis relatifs à la qualité des

habitats fauniques, relevés de la fertilité des sols) permettent d'établir le portrait biophysique de référence et de suivre l'évolution des conditions forestières à la suite des interventions. Les enjeux et les besoins à l'égard du territoire sont définis – ou redéfinis en vue de l'élaboration d'une prochaine stratégie – selon l'évolution de l'état des conditions forestières.

Suivis de conformité

Les suivis de conformité concernent l'exécution des interventions. Ils servent à vérifier si les interventions réalisées assurent la mise en œuvre de la stratégie d'aménagement, respectent la réglementation et les ententes d'harmonisation et rencontrent les résultats convenus pour les interventions réalisées.

Suivis d'efficacité

Les suivis d'efficacité (ex. : suivis des effets réels des traitements sylvicoles) s'inscrivent dans le processus d'amélioration continue de la stratégie. Ils valident les choix d'intervention : les traitements réalisés permettent-ils d'atteindre les objectifs visés? Les suivis d'efficacité seront utiles dans le cadre de la préparation de nouveaux plans d'aménagement pour revoir au besoin les objectifs et les moyens d'aménagement, ainsi que pour valider les hypothèses quant aux effets des traitements sylvicoles.

Réalisation des bilans

Les bilans territoriaux et régionaux

Les bilans produits à l'échelle territoriale et régionale fournissent des analyses, des constats et des recommandations en vue d'améliorer le prochain cycle de planification forestière. Ces bilans portent sur la réalisation de la stratégie d'aménagement précédente, l'atteinte des objectifs poursuivis et les éléments à améliorer. Ces bilans servent à alimenter le bilan national d'aménagement durable des forêts. Les données qui figurent dans ces bilans (encadré 5) alimentent les portraits statistiques et les rapports sur l'état des forêts.

Le bilan national

Ce bilan concerne la mise en œuvre, à l'échelle nationale, des exigences d'aménagement durable des forêts. La production d'un bilan national passe par la vérification des activités des ministères et des organismes qui ont des responsabilités en aménagement durable. Les éléments de gouvernance jugés critiques pour l'atteinte des objectifs d'aménagement durable sont : l'engagement, les programmes, les ressources, la formation, la mise en œuvre, le suivi, les mesures correctives, la reddition de

Encadré 5. Exemples d'information provenant des bilans

Exemple 1
Critère : Régénération des forêts
Objectif : S'assurer que la régénération des forêts maintienne la biodiversité, la productivité des écosystèmes et un approvisionnement durable en bois
Moyen de vérification : Suivi de la régénération après coupe.
Indicateur d'état : Proportion des aires de coupe régénérée avec succès

Exemple 2
Critère : Participation du public à l'aménagement durable des forêts
Objectif : Favoriser une participation significative du public dans le processus d'aménagement durable des forêts
Moyen de vérification : Suivi de la satisfaction du public par rapport aux processus de participation
Indicateur d'état : Taux de satisfaction du public par rapport au processus de participation

Encadré 6. Critères du Bilan d'aménagement forestier durable au Québec 2000-2008

Environnement
- Structure, composition et configuration des écosystèmes forestiers
- Aires protégées
- Espèces en situation précaire associées à la forêt
- Espèces sensibles à l'aménagement forestier
- Perturbations naturelles et anthropiques
- Volume de bois sur pied
- Régénération des forêts
- Pollution atmosphérique
- Perturbations des sols
- Perturbations des cours d'eau
- Changements climatiques

Économie
- Contribution des produits forestiers ligneux
- Valeur des produits forestiers non ligneux, de la faune et des services environnementaux
- Répartition des avantages économiques de la forêt
- Récolte annuelle de bois jugée durable
- Emplois directs, indirects et induits
- Certification forestière

Société
- Participation du public à l'aménagement forestier
- Information, éducation et sensibilisation du public à l'égard des forêts

Premières Nations
- Participation des Premières Nations à la gestion durable des forêts Considération des ressources et des modes d'utilisation du territoire des Premières Nations
- Utilisation des connaissances traditionnelles des Premières Nations

Gouvernance
- Gestion de l'aménagement forestier durable

comptes publique, l'évaluation de l'efficacité et l'amélioration continue. Le cadre d'évaluation du *Bilan d'aménagement forestier durable au Québec 2000-2008*[8], publié en 2010, est structuré selon cette approche et compte 23 critères (encadré 6).

Références

BFEC – Bilan d'aménagement forestier durable au Québec 2000-2008
http://forestierenchef.gouv.qc.ca/documents/bilan-damenagemement-forestier-durable-2000-2008/ (consulté le 27 mars 2013)

MRNF. 2010. Consultation sur l'aménagement durable des forêts du Québec : document de consultation publique – Stratégie d'aménagement durable des forêts et modalités proposées pour le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts. Gouvernement du Québec, Québec, Qc, 104 p.
http://consultation-adf.mrn.gouv.qc.ca/pdf/document-consultation-adf.pdf (consulté le 29 juillet 2013)

MRN – Plan d'affectation du territoire public
http://www.mrn.gouv.qc.ca/territoire/planification/planification-affectation.jsp (consulté le 27 mars 2013)

MRN – Plan régional de développement du territoire public
http://www.mrn.gouv.qc.ca/territoire/planification/planification-regionaux.jsp (consulté le 27 mars 2013)

MRN – Planification forestière
http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/comprendre/fiche-planification-forestiere.pdf (consulté le 27 mars 2013)

MRN – Garanties d'approvisionnement
http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/comprendre/fiche-garantie.pdf (consulté le 27 mars 2013)

Rédaction : Héloïse Rheault, biol., Ph.D.

Collaboration : Langis Beaulieu, ing.f., M.G.P. (MRN), Pierre Boudreau, ing.f. (PFRésolu), Valérie Courtois, B.Sc.F. (consultante en planification environnementale), Claude Dussault, biol., M.Sc. (MDDEFP), Serge Gosselin, ing.f. (PFRésolu), Brian Harvey, ing.f., Ph.D. (UQAT) et Louis Ménard, ing.f. (MRN).

Révision : Jacques Arsenault, tech.f. (MRN), Mario Belletête, tech.f. (MRN), Lucie Bertrand, ing.f., Ph.D. (BFEC), Jean-Marc Blais, ing.f. (MRN), Jacques Blouin, ing.f. (MRN), Michel Boisvert, ing.f. (MRN), Christopher Chin, ing.f. (BFEC), Michel Douville, ing.f. (BFEC), Francis Forcier, ing.f. (MRN), Johanne Gauthier, ing.f., M.Sc. (BFEC), Martin Girard, ing.f. (BFEC), Marie Gosselin, ing.f. (CCQF), Simon Guay, ing.f. (BFEC), Jean-Pierre Jetté, ing.f. (MRN), Robert Jobidon, ing.f., Ph.D. (MRN), Gaétan Laberge, ing.f., M.Sc. (DGR), Caroline Lacasse, ing.f. (BFEC), Bruno Lachance, ing.f. (MRN), Philippe Laliberté, ing.f. (MRN), Marie-Claude Lambert, ing.f. (MRN), Paul Lamirande, ing.f., M.Sc. (MRN), Danielle Leblanc, ing.f. (BFEC), Marc Leblanc, ing.f., M.Sc. (MRN), Sébastien Lefebvre, ing.f. (MRN), Jocelyn Lessard, ing.f. (FQCF), Luc Mageau, ing.f. (MRN), Jacob Martin-Malus, B.A.A., M.A.P. (MDDEFP), Lothar Marzell, biol. (retraité du MRNF), François Paradis, ing.f. (MRN), Daniel Pelletier, ing.f. (BFEC), Martin Pelletier, ing.f., M.Sc. (CCQF), Serge Pinard, ing.f. (MRN), François Plante, ing.f. (BFEC), Olivier Richer, ing.f., M.Sc. (MRN), Michel Thouin, ing.f. (MRN), Mélanie Varin-Lacasse, ing.f. (MRN) et Gordon Weber, ing.f. (BFEC).

Référence à citer : Rheault, H. 2013. Planification forestière. Fascicule 1.1. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 11-16.

[8] BFEC – Bilan d'aménagement forestier durable au Québec 2000-2008.

1.2 Détermination des possibilités forestières

Crédit photo : Michel Villeneuve

La détermination des possibilités forestières se fait par le Forestier en chef qui analyse les résultats du calcul des possibilités forestières en regard des incertitudes et des risques pour la durabilité de la forêt. De cet exercice découle des mises en garde et des recommandations pour la mise en œuvre des stratégies d'aménagement durable.

Description

Les possibilités forestières, c'est-à-dire les volumes de bois récoltables annuellement, sont déterminées à rendement soutenu et dans le respect des objectifs d'aménagement durable des forêts[1]. La détermination constitue un acte de jugement professionnel du Forestier en chef qui repose sur l'analyse des résultats du calcul en regard des incertitudes et des exigences d'aménagement durable des forêts.

Le calcul

Le calcul des possibilités forestières est un exercice de nature scientifique et technique sous la responsabilité d'un ingénieur forestier. Il est de nature scientifique, car il intègre les connaissances les plus à jour sur l'état de la forêt, son évolution et les effets de son aménagement. Il est aussi de nature technique, car sa réalisation suit une démarche structurée et systématique pour produire des intrants et modéliser une stratégie d'aménagement (tableau 1). La réalisation des étapes du calcul est supportée par plusieurs outils technologiques (encadré 1). De plus, le calcul est encadré par un système de gestion de la qualité certifié ISO 9001 qui en confirme la rigueur et l'amélioration continue[2].

Tableau 1. Principales étapes du calcul des possibilités forestières.

Étapes	Description
Cartographie	Production de la carte CFET-BFEC
Strates d'aménagement	Regroupement des strates cartographiques et compilation des données d'inventaires
Stratégie sylvicole	Définition des groupes de strates, des séries d'aménagement et des seuils des variables déclenchant les traitements sylvicoles
Évolution des strates	Création des courbes d'évolution
Variables de suivi	Élaboration des variables de suivi
Optimisation	Modélisation de la stratégie et obtention du calendrier d'interventions optimal
Spatialisation	Spatialisation du calendrier d'interventions optimal et intégration des *règles d'adjacence*

Le calcul des possibilités forestières sert à produire les résultats suivants :

- les volumes de bois récoltables annuellement par essence et groupe d'essences;
- les volumes de bois récoltables annuellement par type de contraintes territoriales et niveau de difficulté d'opération (ex. : bandes riveraines, pente forte, pourvoirie);
- les superficies à aménager par type de traitement sylvicole.

De plus, le calcul produit des projections de l'évolution de différents attributs forestiers, tels que :

- la structure d'âge et la proportion de vieilles forêts;
- la composition en essences et en types de couvert;
- la qualité des habitats fauniques;
- la productivité forestière;
- la taille des bois.

Ces projections permettent d'évaluer l'atteinte des objectifs d'aménagement durable. Les résultats du calcul sont consignés dans les rapports d'analyse produits par unité d'aménagement et soumis à une révision externe.

La détermination

Le Forestier en chef détermine les possibilités forestières à partir des résultats du calcul, de leur révision externe et d'analyses complémentaires (figure 1). Ces analyses portent sur les incertitudes inhérentes au calcul et les risques à l'égard de la durabilité de la forêt.

Le Forestier en chef reconnaît que les résultats du calcul sont sujets à l'incertitude. Il met en évidence les sources

[1] Se référer au fascicule 1.3 – Rendement soutenu.

[2] BFEC – Système de gestion de la qualité.

Encadré 1. Principaux logiciels en support au calcul des possibilités forestières

Système de compilation des inventaires forestiers[3]
Le logiciel SCIF est utilisé pour réaliser la compilation des données d'inventaire à l'échelle de la strate d'aménagement.

HORIZONCPF[4]
Ce logiciel, développé par le Bureau du forestier en chef, sert à uniformiser le chargement des données et de la syntaxe nécessaires pour la modélisation dans WOODSTOCK. Le logiciel intégré Oracle Discoverer est utilisé pour interroger les bases de données et compiler les résultats de l'optimisation.

WOODSTOCK[5]
Ce logiciel sert à la résolution du calcul par optimisation. WOODSTOCK sert à construire le modèle et à le résoudre avec le solveur MOSEK.

STANLEY[6]
Ce logiciel sert à la spatialisation et à l'intégration au calcul des *règles d'adjacence* relatives à la récolte par coupe mosaïque.

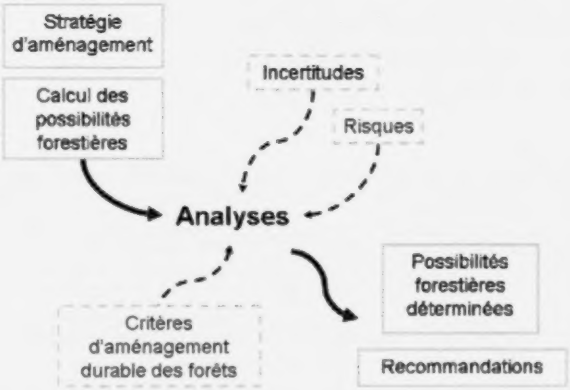


Figure 1. Processus de détermination des possibilités forestières.

d'incertitude qui ont un impact potentiellement important sur la justesse des prévisions. Il évalue les risques environnementaux et socio-économiques qui pourraient découler d'une potentielle surestimation ou sous-estimation des possibilités forestières.

Il évalue également la stratégie d'aménagement en regard des exigences d'aménagement durable des forêts. Il peut émettre des mises en garde quant à la capacité de la stratégie d'aménagement actuelle à répondre aux critères relatifs à la biodiversité, à la productivité des forêts, ou aux besoins des populations concernées. Selon l'ampleur des risques et des écarts en regard de la durabilité des forêts, la détermination peut conduire à une révision des possibilités forestières calculées.

L'acte de détermination consiste également à faire des recommandations pour la mise en œuvre des stratégies d'aménagement. Le Forestier en chef identifie les éléments de la stratégie d'aménagement les plus critiques à mettre en œuvre pour respecter les possibilités forestières. Par exemple, il identifie les superficies sous contraintes territoriales où une partie de la récolte doit être priorisée à court terme.

Enfin, la détermination consiste à identifier les besoins de connaissances qui permettraient une meilleure évaluation des effets de l'aménagement sur l'évolution de la forêt.

Références

BFEC – Principes de développement appliqués à HorizonCPF
http://forestierenchef.gouv.qc.ca/documents/calcul-des-possibilites-forestieres/2013-2018/systemes-et-methodes-de-calcul-des-possibilites-forestieres/principes-de-developpement-appliques-a-horizoncpf/ (consulté le 28 mars 2013)

BFEC – Système de gestion de la qualité
http://forestierenchef.gouv.qc.ca/documents/calcul-des-possibilites-forestieres/2013-2018/systeme-de-gestion-de-la-qualite-iso-9001/ (consulté le 28 mars 2013)

MRN. 2003. Guide d'utilisation du logiciel de compilation SCIF. Gouvernement du Québec. Direction des inventaires forestiers, Québec, Qc, 63 p.

Remsoft. 2006. Woodstock Modeling Reference v 2006.8. Fredericton, N.-B., 104 p.

Remsoft. 2008. Tutoriel STANLEY 1 – Comprendre STANLEY. Fredericton, N.-B., 39 p.

Rédaction : Héloïse Rheault, biol., Ph.D.
Révision : Caroline Couture, ing.f., M.Sc. (BFEC), Frédéric Dufour, ing.f. (BFEC), Jérôme Garet, ing.f., M.Sc. (BFEC), Johanne Gauthier, ing.f. (BFEC), Jean Girard, ing.f., M.G.P. (BFEC), Richard Lefebvre, ing.f. (BFEC), Daniel Pelletier, ing.f. (BFEC), Daniel Pin, ing.f., M.Sc. (BFEC), François Plante, ing.f. (BFEC), Maxime Renaud, ing.f., M.Sc. (BFEC) et Gordon Weber, ing.f. (BFEC).

Référence à citer : Rheault, H. 2013. Détermination des possibilités forestières. Fascicule 1.2. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 17-18.

[3] MRN (2003).
[4] BFEC – Principes de développement appliqués à HorizonCPF.
[5] Remsoft (2006).
[6] Remsoft (2008).

1.3 Rendement soutenu

Crédit photo : Héloïse Rheault

Les possibilités annuelles de coupe doivent être à rendement soutenu pour la période 2013-2018. Trois orientations sont prises dans le cadre du calcul pour respecter cette obligation : 1) les possibilités forestières toutes essences sont projetées à niveau constant sur un horizon de 150 ans, 2) l'horizon varie de 50 à 100 ans pour les essences ou groupes d'essences marginales et 3) les possibilités forestières doivent être compatibles avec l'atteinte des objectifs d'aménagement durable des forêts.

Description

Les possibilités annuelles de coupe doivent respecter le rendement soutenu, une obligation inscrite dans la Loi depuis 1987. Cette obligation en vigueur jusqu'en 2018 (encadré 1) implique deux conditions à respecter en regard de la matière ligneuse :

- les volumes de bois récoltés aujourd'hui ne doivent pas entraîner une diminution de la possibilité de récolte future;
- le niveau de récolte doit être stable dans le temps (figure 1).

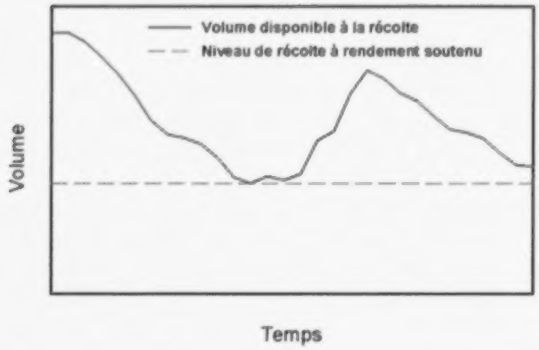


Figure 1. Représentation du concept de rendement soutenu. Le niveau de récolte est maintenu à perpétuité (ligne pointillée). Pour assurer cette relative constance à perpétuité, le niveau de récolte doit être égal ou inférieur au volume disponible (ligne pleine).

Encadré 1. Le rendement soutenu inscrit dans la Loi jusqu'en 2018

« Les possibilités forestières déterminées par le forestier en chef à l'égard des activités d'aménagement forestier antérieures au **1er avril 2018** sont des possibilités annuelles de coupe à rendement soutenu. Elles correspondent, pour une unité d'aménagement ou une forêt de proximité donnée, au volume maximum des récoltes annuelles de bois par essence ou groupe d'essence que l'on peut prélever à perpétuité, sans diminuer la capacité productive du milieu forestier, tout en tenant compte de certains objectifs d'aménagement durable des forêts, telles la dynamique naturelle des forêts, notamment leur composition et leur structure d'âge, ainsi que leur utilisation diversifiée.

Les possibilités forestières déterminées par le forestier en chef à l'égard des activités d'aménagement forestier postérieures au **31 mars 2018** correspondent, pour une unité d'aménagement ou une forêt de proximité donnée, au volume maximum des récoltes annuelles de bois par essence ou groupe d'essences que l'on peut prélever tout en assurant le renouvellement et l'évolution de la forêt sur la base des objectifs d'aménagement durable des forêts applicables, dont ceux visant:

- la pérennité du milieu forestier;
- l'impact des changements climatiques sur les forêts;
- la dynamique naturelle des forêts, notamment leur composition, leur structure d'âge et leur répartition spatiale;
- le maintien et l'amélioration de la capacité productive des forêts;
- l'utilisation diversifiée du milieu forestier. »

Source : Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier, art. 48.

Le rendement soutenu est une mesure de gestion du risque visant à empêcher la surexploitation de la matière ligneuse et à assurer à l'industrie une stabilité dans l'approvisionnement en bois.

Dans une perspective d'aménagement durable des forêts, les autres besoins de la société à l'égard des forêts doivent être considérés dans l'application du rendement soutenu[1]. Les possibilités annuelles de coupe doivent être compatibles avec le maintien de la biodiversité, le respect des activités traditionnelles et les activités récréatives.

[1] Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (2004).

Les conséquences négatives qu'entraînerait une application du rendement soutenu trop centrée sur la matière ligneuse doivent être évitées[2]. Par exemple, la recherche d'un rendement soutenu et maximal en matière ligneuse tend à normaliser la structure d'âge des forêts[3] et à raréfier les vieilles forêts[4]; la normalisation tend à distribuer les classes d'âge en superficies égales, la classe d'âge maximal correspondant à l'âge d'exploitabilité.

Sur le plan économique, une application trop rigide du rendement soutenu laisse peu de marges pour profiter des opportunités cycliques du marché[5]. Lorsque certaines essences se retrouvent en abondance dans une région, le rendement soutenu, en limitant la récolte à une partie seulement des volumes disponibles, empêche de profiter des hausses de prix lorsqu'elles surviennent.

Application dans le calcul

Le respect du rendement soutenu implique que soient intégrées au calcul des balises. Ces balises prennent la forme de *contraintes à l'optimisation*[6]. L'intégration de ces contraintes tient compte du niveau de fiabilité des projections et du besoin de souplesse dans l'optimisation.

Les trois orientations suivantes sont retenues par le Forestier en chef pour l'application du rendement soutenu pour la période 2013-2018 (figure 2) :

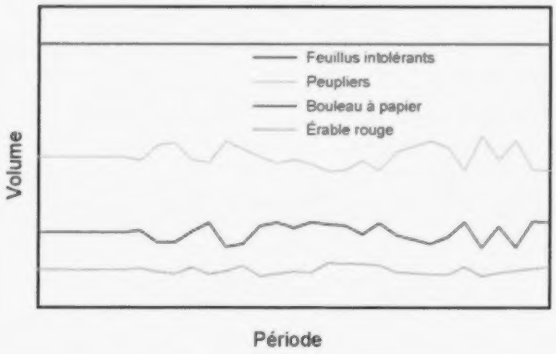


Figure 2. Exemple de projections du niveau de récolte pour la période 2013-2018. La récolte du volume du groupe d'essences « feuillus intolérants » est projetée à niveau constant (ou non décroissant) sur 150 ans. Il est calculé à partir des volumes par essence de feuillus intolérants à l'ombre projetés à niveau constant sur les premières périodes, après quoi la contrainte de constance n'est plus appliquée.

1- Les possibilités annuelles de coupe sont projetées à niveau constant sur un horizon de 150 ans pour les groupes d'essences suivants : toutes essences, résineux (SEPM[7] et les pins), feuillus intolérants, feuillus tolérants.

Un horizon de calcul de l'ordre de 150 ans rassure la société quant à la pérennité de la matière ligneuse et du potentiel de récolte à long terme. Il correspond approximativement au temps pour couvrir deux révolutions[8] pour le résineux et les feuillus intolérants. Il est suffisant pour prévoir les conséquences de certains aménagements sur la succession des essences et sur la productivité à long terme[9]. Par ailleurs, le regroupement des essences augmente le niveau de fiabilité des projections.

2- Les possibilités annuelles de coupe sont projetées à niveau constant sur un horizon plus court pour des essences individuelles (ex. : 50 ans pour le bouleau jaune) ou des groupes d'essences plus restreints (ex. : 50 ans pour les peupliers[10]; 100 ans pour le groupe SEPM).

Un horizon de projection d'une cinquantaine d'années est suffisant pour assurer à l'industrie un approvisionnement pour des essences ou groupes d'essences qu'elle privilégie aujourd'hui. Cependant, l'incertitude quant aux besoins futurs de l'industrie est trop grande pour justifier des projections à niveau de récolte constant à plus long terme.

De plus, la constance dans les volumes est plus difficile à garantir à long terme pour des essences individuelles. Les projections des niveaux de récolte à long terme sont moins fiables[11]. Les erreurs de prévision provenant des modèles de croissance augmentent avec le temps, particulièrement lorsque les projections portent sur des essences individuelles ou marginales.

Par ailleurs, dans un contexte d'optimisation, des contraintes avec des marges de variation donnent plus de souplesse pour la résolution du modèle que des contraintes absolues. Cette marge de manœuvre est nécessaire pour optimiser l'atteinte des cibles associées à d'autres contraintes.

2 Bouthillier (1991), Luckert et Williamson (2005), Bernier et al. (2007), Mathey et al. (2009).
3 Raulier et al. (2009).
4 Buongiorno (2004), Jetté et al. (2008), Cyr et al. (2009).
5 Bouthillier (1991), Bergeron (2007).
6 Se référer au fascicule 2.6 – Optimisation.

7 Sapin, épinettes, pin gris et mélèze.
8 En supposant une récolte à maturité absolue, soit l'âge auquel le peuplement donne le plus grand accroissement annuel moyen en volume, de l'ordre de 75 ans au Québec (Pothier et Savard 1998).
9 Buongiorno (2004).
10 L'obligation de rendement soutenu en feuillus intolérants est en discussion en ce moment.
11 Se référer au fascicule 1.4 – Gestion de l'incertitude.

3- Les possibilités annuelles de coupe doivent être compatibles avec l'atteinte des autres objectifs d'aménagement durable des forêts.

Les projections de calcul sont également balisées pour que les conditions forestières demeurent aptes à répondre à d'autres besoins que celui de l'approvisionnement en bois. Les objectifs d'aménagement durable des forêts les plus critiques à atteindre font l'objet de *contraintes à l'optimisation* (ex : seuil maximal de forêts en régénération par unité territoriale de référence [UTR]). Les objectifs moins critiques à atteindre font l'objet de suivis pour connaître leur évolution et apporter des recommandations.

Références

Bergeron, F. 2007. Le rendement soutenu au Québec : du prescriptif à l'indicatif ? L'Aubelle, 152 : 15-17.

Bernier, P., A. Leduc et F. Raulier. 2007. Repenser le rendement soutenu dans la foresterie québécoise. L'Aubelle, 152 : 11-12.

Bouthillier, L. 1991. Le concept de rendement soutenu en foresterie dans un contexte nord-américain. Thèse de doctorat présentée à l'Université Laval, Sainte-Foy, Qc, 379 p.

Buongiorno, J. 2004. Avis scientifique exprimé par un expert indépendant. Chapitre 12. *Dans* Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs. Rapport détaillé du comité scientifique chargé d'examiner le calcul de la possibilité forestière. Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 376 p. www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/amenagement/calcul-possibilite-forestiere-integrale.pdf (consulté le 19 mars 2012)

Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 2004. États des forêts et prédictions des volumes ligneux : des axes de changement. Chapitre 5. *Dans* Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Rapport de la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise, Québec, Qc, pp. 93-151.

Cyr, D., S. Gauthier, Y. Bergeron et C. Carcaillet. 2009. Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability. Frontiers in Ecology and Environment, 7(10) : 519-524.

Jetté, J.-P., M.-A. Vaillancourt, A. Leduc et S. Gauthier. 2008. Les enjeux écologiques de l'aménagement forestier. *Dans* Gauthier et al. (*éditeurs*). Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Qc, pp. 1-10.

Luckert, M.K. et T. Williamson. 2005. Should sustained yield be part of sustainable forest management? Revue canadienne de recherche forestière, 35 (2) : 356-364.

Mathey, A.-H., H. Nelson et C. Gaston. 2009. The economics of timber supply: does it pay to reduce harvest levels? Forest Policy and Economics, 11 : 491-497.

Pothier, D. et F. Savard. 1998. Actualisation des tables de production pour les principales espèces forestières du Québec. Ministère des Ressources naturelles, Québec, Qc, 183 p.

Raulier, F., A. Leduc, R. Roy et M.-A. Vaillancourt. 2009. Aménagement de la forêt. Chapitre 15. *Dans* Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Manuel de foresterie. Éditions Multimondes, Qc, pp. 651-676.

Rédaction : Héloïse Rheault, biol., Ph.D.
Collaboration : Marie-Josée Blais, ing.f., M.Sc. (BFEC), Jean-François Carle, ing.f., M.Sc. (BFEC), Johanne Gauthier, ing.f. (BFEC), Jean Girard, ing.f., M.G.P. (BFEC), Simon Guay, ing.f. (BFEC), Gaétan Laberge, ing.f., M.Sc. (DGR), Pierre Levac, ing.f., M.Sc. (BFEC), Daniel Pelletier, ing.f. (BFEC), François Pelletier, ing.f. (BFEC), François Plante, ing.f. (BFEC), Anouk Pohu, ing.f. (BFEC), Maxime Renaud, ing.f., M.Sc. (BFEC), Harold Simard, tech.f. (BFEC) et Gordon Weber, ing.f. (BFEC).

Référence à citer : Rheault, H. 2013. Rendement soutenu. Fascicule 1.3. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 19-21.

1.4 Gestion de l'incertitude

Le calcul des possibilités forestières, comme toute modélisation, est sujet à l'incertitude; celle-ci se répercute sur les projections de volume de bois, de structure et de composition des forêts. La mise en place de mesures visant à identifier les sources d'incertitude les plus critiques et à en minimiser les conséquences concerne toutes les étapes du processus de détermination des possibilités forestières.

Crédit photo : Michel Douville

Description

Le calcul des possibilités forestières repose sur l'utilisation d'outils et de méthodes développés dans un souci de rigueur et de qualité. Néanmoins, comme tout exercice de modélisation, ses projections sont sujettes à l'incertitude. La raison est simple : le fonctionnement d'un écosystème forestier sera toujours plus complexe que ses représentations mathématiques[1]. D'un calcul à l'autre (cycle de 5 ans), les facteurs d'incertitude sont mieux maîtrisés[2] : la précision des intrants[3], la robustesse des hypothèses[4] et la capacité à prévoir les impacts associés aux facteurs exogènes s'améliorent[5] (ex. : perturbations naturelles, changements climatiques).

À partir des résultats de ce calcul découlent des décisions qui seront déterminantes pour l'industrie forestière, l'intégrité des écosystèmes forestiers et la confiance du public à l'égard de la gestion forestière[6]. Dans le processus de décisions, la reconnaissance de l'incertitude qui se rattache aux projections devient aussi importante que les résultats de ces projections[7]. Des mesures visant à identifier les sources d'incertitude et prévenir les risques sont prises tout au long du processus de détermination des possibilités forestières.

Les sources d'incertitude : des exemples

Volumes de bois futurs

Les marges d'erreur associées aux résultats du calcul des possibilités forestières sont inconnues. Or, la mesure de l'erreur de prédiction est importante en modélisation. Elle renseigne sur les probabilités que les prédictions soient sous-estimées ou surestimées. Le calcul repose désormais sur une nouvelle génération de modèles (ARTÉMIS-2009 et NATURA-2009)[8] dont l'erreur de prédictions est faible. Cependant, la mesure de l'erreur de prédictions est limitée à un horizon de modélisation d'une quarantaine d'années[9]. Au-delà d'une quarantaine d'années, l'évaluation du réalisme des prédictions ne peut être que qualitative[10]. Le raffinement des méthodes pour évaluer la propagation de l'erreur sur un horizon de calcul de l'ordre de 150 ans se poursuit.

Accessibilité des volumes de bois et capacité de récolte

Les projections de récolte sont réalistes dans la mesure où elles tiennent compte des contraintes opérationnelles. Pour justifier les coûts d'infrastructures et de logistique liés aux activités de récolte, les volumes de bois doivent être suffisamment concentrés dans des secteurs accessibles. Pour tenir compte de cette réalité, le calcul tient compte de certaines contraintes d'organisation spatiale des récoltes[11] (ex. : superficie maximale d'une coupe d'un seul tenant, distance entre deux parterres de coupe, délai entre deux coupes successives). Cependant, d'autres contraintes déterminantes, telles que la configuration du réseau routier ou la distance des usines, restent à être considérées.

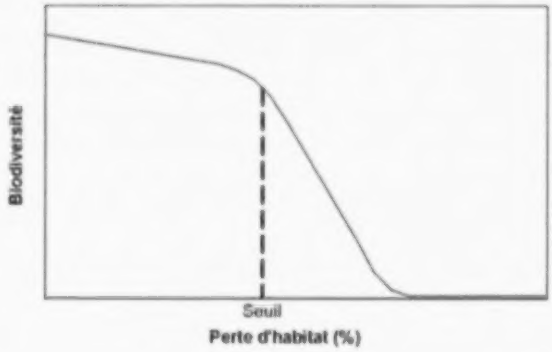
1 Doak et al. (2008), Mangel et al. (2001), Council for Regulatory Environmental Modeling (2009).
2 Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (2004).
3 Par exemple, des données sur les volumes, la composition en essences, les superficies des strates d'aménagement.
4 Se référer au fascicule 2.4 – Évolution des strates.
5 Se référer au fascicule 1.5 – Perturbations naturelles.
6 Bureau du forestier en chef (2010a).
7 Rehmeyer et al. (2011), Kimmins et al. (2010).
8 Auger et al. (2011).
9 Fortin et Langevin (2010), Pothier et Auger (2011).
10 Bureau du forestier en chef (2010b). Se référer au fascicule 2.4 – Évolution des strates.
11 Se référer au fascicule 2.7 – Spatialisation avec STANLEY.

Seuils critiques pour le maintien de la biodiversité

Pour évaluer les effets de l'aménagement sur la biodiversité, la composition et la structure des forêts sont comparées à des seuils de référence. Ces seuils sont définis par le Ministère[12] en se basant sur :

- des portraits historiques[13];
- des avis scientifiques;
- la prudence face aux risques environnementaux;
- des compromis économiques.

Cependant, l'efficacité réelle de ces seuils pour assurer le maintien de la biodiversité reste à vérifier[14]. La démonstration empirique du phénomène de seuil (figure 1) demeure fragmentaire[15].



Source : Adapté de Muridian (2001)

Figure 1. Représentation graphique du concept de seuil écologique. Le seuil représente un niveau de perte d'habitats à partir duquel la biodiversité chute drastiquement.

Rentabilité économique

La rentabilité économique des stratégies d'aménagement[16] est encore difficile à évaluer. L'analyse économique intégrée au calcul sert à comparer des stratégies d'aménagement pour identifier celles qui créent le plus de richesse pour la société. La valeur actualisée nette (VAN) est l'indicateur utilisé. La VAN est calculée par la différence entre les revenus et les coûts. Les revenus considérés ne sont pas exhaustifs. Par exemple, les revenus n'intègrent que partiellement l'effet de la qualité des bois. De plus, ils ne tiennent pas compte de la valeur des autres services écosystémiques[17] que la forêt procure à la société.

Perturbations naturelles

Les effets des perturbations naturelles futures sur les possibilités forestières sont difficiles à évaluer. La fréquence, la distribution et les effets des perturbations naturelles sont révélés avec une relative exactitude par des analyses rétrospectives. À partir de ces analyses, les probabilités d'occurrences moyennes des épidémies d'insectes et des feux peuvent être établies pour une région. Toutefois, leur localisation précise dans le temps et l'espace est difficile à prévoir à l'échelle d'une unité d'aménagement[18].

Effets des changements climatiques sur la croissance des forêts

Malgré leur effet certain à long terme sur la croissance et la succession forestière[19], la compréhension actuelle des changements climatiques est trop limitée pour en évaluer les impacts. Les modèles actuels de croissance et de succession forestière, basés sur la croissance passée de la forêt, devront être ajustés à la lumière du développement de modèles de couvertures climatiques[20] et de distributions futures des essences[21].

Contexte socio-économique futur

Le calcul est réalisé en assumant que les besoins de la société future seront les mêmes que ceux de la société actuelle. Les effets d'une stratégie d'aménagement actuelle sont projetés sur 150 ans. Le contexte socio-économique est changeant, ses interactions avec la nature complexes et, par conséquent, difficiles à prévoir. Les effets possibles de ces changements conjoncturels ne sont pas prévisibles[22].

Mesurer l'incertitude

Différentes méthodes existent pour évaluer l'incertitude et détecter les sources qui ont une incidence significative sur l'évaluation des possibilités forestières. Ces méthodes permettent de mieux cerner les risques de sous-évaluer ou de surévaluer les possibilités forestières.

[12] Grenon et al. (2010).
[13] Boucher et al. (2011).
[14] Rompré et al. (2010).
[15] Muridian (2001), Villard et Jönsson (2009), Andersen et al. (2009).
[16] Se référer au fascicule 4.14 – Rentabilité économique.
[17] Selon le Millenium Ecosystem Assessment (2005), les services écosystémiques se classent en quatre catégories : soutien à la vie, approvisionnement, régulation et culturels. Se référer à Chevassus-au-Louis (2009), Chapitre V et OCDE (2002) pour les méthodes de calcul de la valeur des services écosystémiques.
[18] Se référer au fascicule 1.5 – Perturbations naturelles.
[19] Coulombe et al. (2010).
[20] Lo et al. (2010).
[21] Périé et al. (2011).
[22] Holling (2001).

Analyse de sensibilité

Une analyse est conduite en vue d'explorer la sensibilité du résultat du calcul à des changements dans la valeur des paramètres intégrés au modèle[23]. L'analyse de sensibilité se fait par l'évaluation de la valeur marginale des paramètres intégrés au modèle[24], c'est-à-dire l'intervalle de valeurs que peut prendre un paramètre sans modifier le résultat. Les paramètres les plus critiques sont ceux qui ont une forte valeur marginale; un faible changement de valeur modifie grandement le résultat. À l'inverse, si le résultat ne change pas lorsque la valeur d'un paramètre est modifiée substantiellement, c'est que le calcul est insensible à ce paramètre. L'analyse de sensibilité se fait en variant un seul paramètre à la fois (ex. : l'horizon de calcul, une contrainte sur le pourcentage de superficies allouées à un traitement sylvicole, le coût d'un traitement sylvicole).

L'analyse de sensibilité a des conséquences sur le processus d'amélioration continue du calcul des possibilités forestières. Elle permet de cibler les paramètres qui ont le plus d'effet sur le calcul et, par conséquent, ceux sur lesquels plus d'efforts doivent être déployés pour en améliorer la robustesse[25].

Analyse d'impact

Le recours à cette analyse est spécifiquement requis en cas d'incertitude quant aux décisions d'aménagement. Cette analyse sert à comparer des scénarios alternatifs d'aménagement dans lesquels un ou plusieurs éléments de décisions varient en même temps. Par exemple, différentes combinaisons de moyens peuvent avoir un effet différent ou similaire sur l'atteinte d'un objectif (figure 2). Des analyses d'impact sont nécessaires pour faire des recommandations au ministre quant aux orientations stratégiques d'aménagement forestier (ex. : Stratégie d'aménagement durable des forêts, *Plan de rétablissement du caribou des bois*). Les analystes responsables du calcul des possibilités forestières y ont recours pour interagir avec les aménagistes responsables de l'élaboration des stratégies d'aménagement territoriales.

Analyse de risque

Une analyse de risque est nécessaire lorsque les probabilités sont élevées qu'une situation ayant des effets sur la possibilité forestière puisse survenir *a posteriori* de la détermination, tel que les perturbations naturelles[26]. Cette analyse implique d'évaluer les probabilités d'occurrence, l'ampleur de leur incidence sur le résultat du calcul et l'effet de mesures de prévention pour réduire le risque. À l'étape de la détermination des possibilités forestières, le Forestier en chef se base sur cette analyse pour définir, au besoin, un fonds de réserve en prévention des effets des perturbations naturelles.

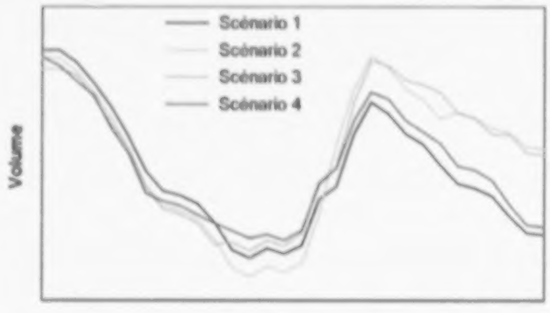


Figure 2. Représentation graphique des résultats d'une analyse d'impacts. Dans cet exemple, quatre scénarios d'aménagement différents sont comparés sur la base de leurs effets à long terme sur les volumes de bois récoltables.

Prévenir les risques

Des mesures pour réduire les risques de sous-évaluer ou de surévaluer les possibilités forestières sont prises à différentes étapes : dans le développement des modèles, en parallèle au calcul et lors de la détermination. Elles reposent sur l'application des principes de prévention et de précaution (encadré 1).

Encadré 1. La gestion de l'incertitude et les principes de développement durable

Les mesures pour gérer l'incertitude dans le calcul des possibilités forestières s'appuient sur les principes suivants de la Loi sur le développement durable :

- i) « prévention » : en présence d'un risque connu, des actions de prévention, d'atténuation et de correction doivent être mises en place, en priorité à la source;
- j) « précaution » : lorsqu'il y a un risque de dommage grave ou irréversible, l'absence de certitude scientifique complète ne doit pas servir de prétexte pour remettre à plus tard l'adoption de mesures effectives visant à prévenir une dégradation de l'environnement.

[23] L'analyse de sensibilité peut être programmée directement dans MOSEK (MOSEK Aps 2010).
[24] Biongiorno et Gilles (2003).
[25] Kimmins et al. (2010).
[26] Se référer au fascicule 1.5 – Perturbations naturelles.

Intégrer des hypothèses conservatrices

Lorsque l'évaluation des rendements repose sur peu de données de suivi ou d'études scientifiques, les hypothèses intégrées au calcul des possibilités forestières doivent refléter une certaine prudence (ex. : rendements des plantations, rendements des strates susceptibles à l'envahissement par les éricacées). Néanmoins, l'absence de données de suivi à long terme sur la croissance ne doit pas empêcher la prise en considération au calcul de nouvelles pratiques d'aménagement.

Intégrer les objectifs d'aménagement durable des forêts dans les modèles

Afin de déterminer un niveau de récolte des bois qui soit durable, les objectifs d'ordre économique, environnemental et social sont intégrés le plus possible au modèle de calcul[27]. Une simple validation sous forme de suivi d'indicateurs peut être suffisante, mais les objectifs dont les seuils sont plus difficiles à atteindre seront intégrés sous forme de *contraintes à l'optimisation*[28]. Dans certains cas, une cible supérieure aux seuils peut être fixée.

Appliquer un fonds de réserve

L'application d'un fonds de réserve consiste, lors de la détermination, à retrancher un pourcentage de la possibilité forestière calculée afin de pallier les incertitudes[29] (figure 3) qui n'ont pu être prises en compte dans le modèle de calcul. Le niveau de réduction repose sur le jugement du Forestier en chef et peut être fixé en considérant l'ampleur de l'incertitude (associée aux perturbations naturelles, aux aires protégées futures, aux politiques et règlements à venir) et la tolérance à la fluctuation.

Amélioration continue et gestion adaptative

Révision quinquennale

Les calculs sont révisés aux cinq ans afin d'ajuster la possibilité forestière selon la réalité opérationnelle, les nouvelles connaissances, les plus récentes hypothèses et modèles de croissance, l'évolution des objectifs d'aménagement et les perturbations naturelles survenues depuis le dernier calcul. Cette révision périodique vise aussi à atténuer les écarts entre les résultats prévus et ceux observés, d'un calcul à l'autre.

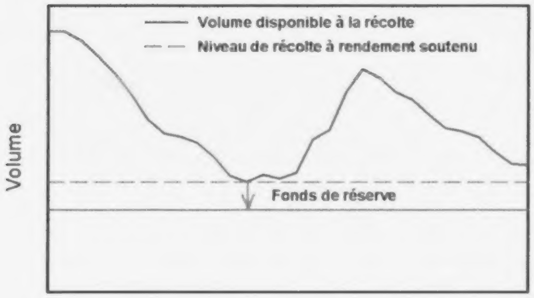


Figure 3. Fonds de réserve. Le fonds de réserve est une mesure de précaution à laquelle le Forestier en chef peut recourir lors de la détermination des possibilités forestières. Il consiste en une réduction du niveau de récolte à rendement soutenu.

Qualifier l'information

Le fait de qualifier l'information disponible permet de bien apprécier la fiabilité des résultats du calcul des possibilités forestières[30]. La qualité et la rigueur de l'information disponible pour appuyer les décisions à chacune des étapes du calcul doivent être établies et diffusées. Qualifier cette information implique :

- de faire état de la qualité des intrants utilisés – précision des données d'inventaires, robustesse des hypothèses et validité des modèles de croissance[31];
- d'évaluer le niveau des connaissances sur les effets des traitements sylvicoles[32] sur les essences à produire ou autres ressources à mettre en valeur;
- de connaître les limites technologiques et de connaissances pour la prise en considération des objectifs d'aménagement durable des forêts dans le calcul des possibilités forestières[33].

Communiquer l'incertitude

Les rapports accompagnant les analyses de sensibilité, d'impact et de risque constituent des documents utiles pour comprendre la nature et les sources d'incertitude ainsi que leurs conséquences sur les résultats du calcul des possibilités forestières. Le Forestier en chef s'appuie sur ces rapports pour justifier les mesures de prévention et de précaution qu'il entend appliquer lors de la

[27] Se référer aux fascicules du chapitre 4 sur les objectifs d'aménagement.
[28] Se référer au fascicule 2.6 – Optimisation et aux fascicules du chapitre 2 sur les étapes du calcul.
[29] CERFO (2004a, 2004b).
[30] Council for Regulatory Environmental Modeling (2009).
[31] Se référer aux fascicules du chapitre 1 sur les principes et les orientations et du chapitre 2 sur les étapes du calcul.
[32] Se référer aux fascicules du chapitre 3 sur les traitements sylvicoles.
[33] Se référer aux fascicules du chapitre 4 sur les objectifs d'aménagement.

détermination des possibilités forestières et pour étayer ses recommandations relatives à la mise en œuvre des stratégies d'aménagement.

Références

Andersen, T., J. Carstensen, E. Hernández-Garcia et C.M. Duarte. 2009. Ecological thresholds and regime shifts: approaches to identification. Trends in Ecology and Evolution, 24 : 49-57.

Auger, I., M. Fortin, D. Pothier et J.-P. Saucier. 2011. Une nouvelle génération de modèles de prévision pour les forêts du Québec. Avis de recherche forestière n°32. Ministère des Ressou rces naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 2 p.

Biongiorno, J. et J.K. Gilles. 2003. Decision method for forest resource management. Academic Press, Londres, 439 p.

Boucher, Y., M. Bouchard, P. Grondin et P. Tardif. 2011. Le registre des états de référence : intégration des connaissances sur la structure, la composition et la dynamique des paysages forestiers naturels du Québec méridional. Mémoire de recherche forestière n°161. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 21 p.

Bureau du forestier en chef. 2010a. Bilan d'aménagement forestier durable au Québec 2000-2008. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, 290 p.

Bureau du forestier en chef. 2010b. Analyse des modèles de croissance ARTÉMIS-2009, NATURA-2009 et SUCCÈS-2009. Rapport technique. Bureau du forestier en chef, Québec, Qc, 70 p.

Centre d'enseignement et de recherche en foresterie (CERFO). 2004a. Analyse des problématiques sur les calculs de la possibilité forestière. Questions n°6 : Analyse critique des méthodes déterministes et probabilistes pour la gestion des risques de perturbations naturelles. Présentée à la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 61 p.

Centre d'enseignement et de recherche en foresterie (CERFO). 2004b. Analyse des problématiques sur les calculs de la possibilité forestière. Questions n°8 : La gestion du risque e n aménagement forestier. Présentée à la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 31 p.

Chevassus-au-Louis, B., J.-M. Salles, S. Bielsa, D. Richard, G. Martin et J.-L. Pujol. 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique. Rapport du groupe de travail. Centre d'analyse stratégique. Rapports et documents n°18. La documentation française, Par is, France, 376 p.

Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 2004. États des forêts et prédictions des volumes ligneux : des axes de changement. Chapitre 5. *Dans* Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Rapport de la commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Québec, Qc, pp. 93-151.

Coulombe, S., P.Y. Bernier et F. Raulier. 2010. Uncertainty in detecting climate change impact on the projected yield of black spruce (*Picea mariana*). Forest Ecology and Management, 259 : 730-738.

Council for Regulatory Environmental Modeling. 2009. Guidance on the development, evaluation, and application of environmental models. Publication EPA/100/K-09/003, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Doak, D.F., J.A. Estes, B.S. Halpern, U. Jacob, D.R. Lindberg, J. Lovvorn, D.H. Monson, M.T. Tinker, T.M. Williams, J.T. Wooton, I. Carrol, M. Emmerson, F. Micheli et M. Novak. 2008. Understanding and predicting ecological dynamics : are major surprises inevitable ? Ecology, 89 : 952-961.

Fortin, M. et L. Langevin. 2010. ARTÉMIS-2009 : Un modèle de croissance basé sur une approche par tiges individuelles pour les forêts du Québec. Mémoire de recherche forestière n°156. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 48 p.

Grenon, F., J.-P. Jetté et M. Leblanc. 2010. Manuel de référence pour l'aménagement écosystémique des forêts au Québec – Module 1 - Fondements et démarche de la mise en oeuvre. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy et ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Québec, Qc, 51 p.

Holling, C.S. 2001. Understanding the complexity of economic, ecological, and social systems. Ecosystems, 4(5) : 390-405.

Kimmins J.P., J.A. Blanco, B. Seely, C. Welham et K. Scoullar. 2010. Forecasting Forest Futures: A Hybrid Modelling Approach to the Assessment of Sustainability of Forest Ecosystems and their Values. Earthscan Ltd., London, UK, 281 p.

Lo, Y.H., J.A. Blanco et J.P. Kimmins. 2010. A word of caution when planning forest management using projections of tree species range shifts. The Forestry Chronicle, 86 : 312-316.

Mangel, M., O. Fiksen et J. Gisk. 2001. Theoretical and statistical models in natural resource management and research. *Dans* Shenk T.M. et A.B. Franklin. Modeling in Natural Resource Management: Development, Interpretation, and Application. Island Press, Washington D.C., pp. 57-72.

Millenium Ecosystem Assessment Board. 2005. Ecosystems and human well-being: current state and trends. Volume 1. Island Press, London, 23 p.

MOSEK ApS. 2010. The Mosek optimisation tool manual. Version 6.0. Revision 148. Denmark. 401 p. http://docs.mosek.com/6.0/tools.pdf (consulté le 2 mai 2012)

Muridian, R. 2001. Ecological thresholds: a survey. Ecological Economics, 38 : 7-24.

Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). 2002. Manuel d'évaluation de la biodiversité – Guide à l'intention des décideurs. Paris, France, 173 p.

Périé, C., N. Casajus, M.-C. Lambert et S. de Blois. 2011. Quelles seront les forêts québécoises les moins bien adaptées au climat de demain? Présentation dans le cadre du colloque Changements climatiques : impacts et adaptations. Carrefour forêt et innovations, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, Qc.

Pothier, D. et I. Auger. 2011. NATURA-2009 : Un modèle de prévision de la croissance à l'échelle du peuplement pour les forêts du Québec. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Mémoire de recherche forestière, n°163, Québec, Qc, 56 p.

Rehmeyer, J., M.B. Cozzens et F.S. Roberts. 2011. Mathematical and statistical challenges for sustainability: Report of a workshop. http://dimacs.rutgers.edu/SustainabilityReport/SustainabilityReport_Final08-02.pdf (consulté le 2 mai 2012)

Rompré, G., Boucher, Y., Bélanger, L., Côté, S. et W. Douglas Robinson. 2010. Conservation de la biodiversité dans les paysages forestiers aménagés : utilisation des seuils critiques d'habitat. The Forestry Chronicle, 86 : 572-579.

Villard, M.-A. et B.G. Jonsson. 2009. Designing studies to develop conservation targets: a review of challenges. *Dans* Villard, M.-A. et B.G. Jonsson. Setting Conservation Targets for Managed Forest Landscapes. Cambridge University Press, pp. 30-49.

Rédaction : Héloïse Rheault, biol., Ph.D.
Collaboration : Marie-Josée Blais, ing.f., M.Sc. (BFEC), Jean-François Carle, ing.f., M.Sc. (BFEC), Jean Girard, ing.f., M.G.P. (BFEC), Simon Guay, ing.f. (BFEC), Simon Legris, ing.f. (BFEC), Philippe Marcotte, ing.f., M.Sc. (BFEC), Daniel Pelletier, ing.f. (BFEC), François Plante, ing.f. (BFEC) et Gordon Weber, ing.f. (BFEC).

Référence à citer : Rheault, H. 2013. Gestion de l'incertitude. Fascicule 1.4. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 23-27.

1.5 Perturbations naturelles

Crédit photo : Jacques Duval

Les perturbations naturelles sont fréquentes sur le territoire forestier québécois. Leurs effets s'ajoutent à ceux de la récolte, ce qui peut faire baisser la possibilité forestière. Les effets anticipés du feu et de la TBE sont considérés lors de la détermination des possibilités forestières, ce qui peut mener à un ajustement des stratégies d'aménagement ou des possibilités forestières. Les possibilités forestières sont également ajustées après la détermination, lorsque de grandes perturbations surviennent.

Description

Les perturbations naturelles sont fréquentes sur l'ensemble du territoire forestier québécois[1]. Leurs effets s'ajoutent à ceux de la récolte forestière, ce qui contribue à modifier la composition et la structure d'âge des paysages forestiers. Lorsqu'elles ne sont pas considérées lors de la détermination des possibilités forestières, les perturbations naturelles peuvent entraîner des baisses plus ou moins grandes des possibilités forestières dans le temps[2]. Plusieurs composantes des paysages forestiers peuvent également être touchées, telles que la quantité de vieilles forêts ou de certains habitats fauniques[3].

Les perturbations naturelles ont plusieurs effets sur les possibilités forestières. Tout d'abord, elles réduisent l'âge des peuplements, ce qui entraîne une diminution de la superficie des peuplements admissibles à la récolte à certaines périodes de l'horizon de calcul. Cette diminution peut avoir des effets majeurs lorsqu'elle survient à une période où la disponibilité en matière ligneuse est très faible[4]. De plus, bien que les pertes en matière ligneuse puissent être atténuées par la récolte des forêts perturbées, celle-ci est généralement limitée[5]. Enfin, les perturbations naturelles peuvent entraîner des échecs de régénération, ce qui réduit la superficie de peuplements productifs lorsque les territoires touchés ne sont pas remis en production.

Bien que les perturbations naturelles soient inévitables, leur ampleur et leurs effets sur les possibilités forestières sont empreints d'incertitudes. Certaines caractéristiques des régimes de perturbations naturelles sont relativement bien documentées au Québec. Par exemple, les régions où le risque de feu est le plus élevé sont connues. Le cycle des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) et certains facteurs qui influencent la vulnérabilité des forêts sont également bien documentés. Cependant, le caractère aléatoire et la dynamique complexe de ces évènements ne permettent pas d'anticiper précisément leur localisation, leur étendue et leur sévérité.

Les régimes de perturbations

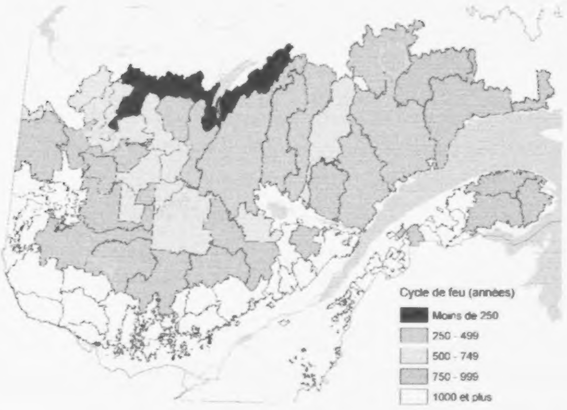
Les principales perturbations naturelles des forêts québécoises sont le feu, la TBE et le chablis. Chaque région est caractérisée par son propre régime de perturbations naturelles[6]; certaines unités d'aménagement sont davantage touchées par le feu, d'autres par les épidémies d'insectes ou les chablis.

Le feu

Les feux de forêt sont particulièrement fréquents dans certaines régions de la forêt boréale. Dans la zone de protection intensive des forêts contre le feu[7], 958 feux sont dénombrés en moyenne annuellement pour une superficie moyenne touchée de 88 651 ha[8]. Les portions centrales et plus nordiques de la forêt boréale québécoise sont les plus touchées[9]. Plusieurs unités d'aménagement sont actuellement caractérisées par des cycles[10] de feu de 500 ans et moins, soit l'équivalent d'un taux de brûlage[11] de 0,2 % et plus (figure 1).

1 Boulet et al. (2009), Chabot et al. (2009).
2 Van Wagner (1983), Boulet (2001), MacLean et al. (2002), Amstrong (2004), Savage et al. (2010), Savage et Martell (2010).
3 MacLean et al. (2002), Peter et Nelson (2005), Savage et al. (2010).
4 Réfère à la « période critique » du calcul des possibilités forestières.
5 En raison, entre autres, de l'accès limité, de la dégradation rapide du bois et du maintien de forêts perturbées à des fins de conservation de la biodiversité (Vaillancourt 2008, Nappi et al. 2011).

6 Un régime de perturbations naturelles se définit par la fréquence, l'étendue, la sévérité, le cycle, etc. (Chabot et al. 2009).
7 Territoire au sud de la limite nordique des forêts attribuables.
8 Chabot et al. (2009). Statistique basée sur la période couvrant de 1922 à 2007.
9 Lefort et al. (2004), Chabot et al. (2009).
10 Le cycle correspond au temps requis pour perturber une superficie équivalente à la superficie totale de l'aire étudiée.
11 Le taux de brûlage correspond à la proportion moyenne du territoire touchée annuellement, soit l'inverse du cycle. Un cycle de feu de 500 ans signifie que 0,2 % de la superficie brûle en moyenne annuellement.



Source : Compilation du Bureau du forestier en chef, basée sur les données d'archives du ministère des Ressources naturelles de 1972 à 2009[12].

Figure 1. Cycle de feu par unité d'aménagement.

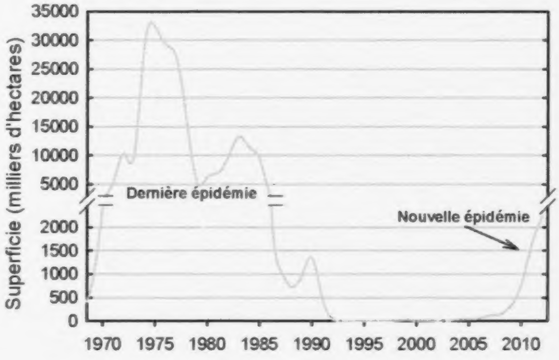
La superficie touchée annuellement ainsi que la sévérité[13] des feux sont très variables. Cette variabilité est régie principalement par une combinaison des facteurs climatiques et édaphiques[14]. Quelques années de feux de grandes superficies sont à l'origine de la majorité des superficies touchées. De plus, bien que les feux en forêt boréale soient généralement perçus comme sévères, une forte proportion des superficies touchées peut être composée de peuplements brûlés partiellement[15]. Une forte variabilité dans la sévérité des feux s'observe d'un feu à l'autre mais également entre les années; certaines années étant caractérisées par des feux globalement plus sévères[16].

Un allongement du cycle de feu a été observé dans toutes les régions du Québec entre la période historique (200 à 400 dernières années) et la période récente (1940-2003)[17]. Néanmoins, la proportion de superficies brûlées continue d'être très élevée dans certaines régions (figure 1). De plus, les risques de feu continueront d'être élevés au cours des prochaines décennies dans ces régions[18].

La tordeuse des bourgeons de l'épinette

La TBE est l'insecte qui cause le plus de dommage au Québec[19]. Cet insecte défoliateur des pousses annuelles entraîne des réductions de croissance ou la mortalité des arbres[20]. Les essences les plus vulnérables sont le sapin, l'épinette blanche et, dans une moindre mesure, l'épinette noire[21]. La dernière épidémie (de 1967 à 1992) aurait touché environ 4 millions d'hectares de sapinières et de pessières blanches[22] et entraîné une diminution d'environ 180 millions de mètres cubes de sapins dans les forêts publiques québécoises[23].

Les épidémies surviennent environ à tous les trente à quarante ans, une fréquence qui résulte d'une dynamique complexe entre l'insecte et ses ennemis naturels[24]. Ainsi, les forêts québécoises seront vraisemblablement touchées par deux ou trois épidémies au cours des cent prochaines années. L'épidémie actuelle touche principalement la Côte-Nord, le Saguenay–Lac-Saint-Jean et l'Outaouais (figures 2 et 3).



Source : MRN – Relevés aériens des dommages causés par les insectes

Figure 2. Superficies défoliées annuellement par la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) de 1969 à 2012.

[12] Les données couvrent de 1972 à 2009 pour le domaine de la pessière et de 1972 à 2002 pour les autres domaines. Cette période de référence relativement récente permet une couverture complète des portions nordiques des unités d'aménagement (où des données sont souvent manquantes avant 1972) et correspond à une période où les moyens de suppression modernes étaient en place (Sylvie Gauthier, communication personnelle).

[13] La sévérité correspond à l'effet de la perturbation sur les organismes vivants, tant au niveau du sol que de la végétation (ex. : mortalité des arbres).

[14] Le Goff et al. (2007), Mansuy et al. (2010).

[15] En moyenne, 46 % de la superficie incluse à l'intérieur d'un périmètre de feu est constituée de peuplements non ou partiellement brûlés (basé sur 837 feux; Chabot et al. 2009).

[16] Bergeron et al. (2002).

[17] Bergeron et al. (2004, 2006), Chabot et al. (2009). Cette diminution serait causée par une diminution des périodes de sécheresse (plus de précipitations ou une meilleure distribution des précipitations pendant la saison).

[18] Bergeron et al. (2004, 2006, 2010), Boulanger et al. (2013).

[19] Boulet et al. (2009).

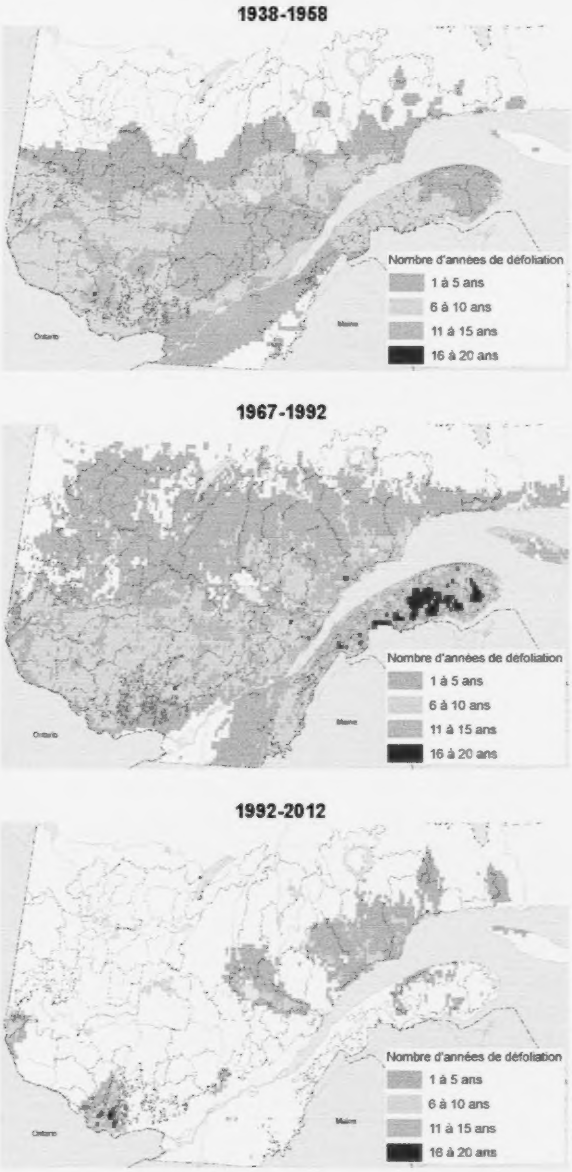
[20] Saucier (2001). La réduction de croissance apparaît généralement après 2 ans de défoliation grave pour le sapin et après 3 ou 4 ans pour l'épinette blanche; la mortalité survient après 4 ou 5 ans de défoliation grave pour le sapin et après 5 à 7 ans pour l'épinette blanche.

[21] MacLean et MacKinnon (1997), Lussier et al. (2002), Hennigar et al. (2008), Morin et al. (2008).

[22] Boulet (2001). Superficie de sapinières ou de pessières blanches où la TBE a entraîné une mortalité partielle ou totale des arbres (i.e. épidémie légère ou grave). Les sapinières et les pessières blanches correspondent aux peuplements dont le sapin ou l'épinette blanche couvre au moins 25 % de la surface terrière.

[23] Boulet (2001).

[24] Blais (1983), Morin et Laprise (1990), Régnière (2001), Jardon et al. (2003), Boulanger et Arseneault (2004), Morin et al. (2008).



Source : Ministère des Ressources naturelles

Figure 3. Nombre d'années de défoliation de la tordeuse des bourgeons de l'épinette pour les deux dernières épidémies et celle en cours.

L'effet de la TBE varie régionalement, notamment en fonction de la composition et de la structure des peuplements. La vulnérabilité d'un peuplement augmente avec la proportion d'essences hôtes (ex. : sapin, épinette blanche), leur âge et les conditions du site[25]. Ainsi, les sapinières matures sont généralement plus vulnérables que les autres types de peuplements[26]. De plus, la présence de feuillus à l'échelle du paysage et du peuplement réduirait l'impact de la TBE sur les essences hôtes[26]. Les deux dernières épidémies ont principalement touché les domaines de la sapinière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau blanc, en raison de la forte abondance de sapinières (figure 3). Le réchauffement climatique favoriserait un déplacement de l'aire de répartition de l'insecte vers le nord et expliquerait, en partie, l'épidémie actuelle sur la Côte-Nord[27].

Selon certaines hypothèses, les épidémies du dernier siècle auraient été globalement plus sévères que les épidémies précédentes; ce patron pourrait s'expliquer, en partie, par l'allongement du cycle de feu qui aurait conduit à une augmentation de l'abondance du sapin[28]. L'effet varie également d'une épidémie à l'autre : ainsi, deux épidémies sévères entrecoupées d'une épidémie modérée ont été rencontrées au cours du dernier siècle[29]. Selon ce patron, l'épidémie en cours pourrait être moins sévère que la précédente dans certaines régions[28]. De plus, les essences vulnérables à la TBE sont actuellement davantage disséminées en mélange avec d'autres essences, telles que les feuillus, ce qui pourrait également agir sur la distribution et la sévérité de l'épidémie en cours[30].

Le chablis

Au Québec, les superficies touchées par le chablis[31] sont moins grandes que celles touchées par le feu ou par la TBE. Le cycle des chablis (totaux et partiels[32]) est généralement de l'ordre de plusieurs milliers d'années[33]. Néanmoins, ces chablis peuvent occasionner localement des pertes considérables de matière ligneuse. Les chablis de faibles superficies sont plus fréquents et entraînent globalement plus de pertes que ceux de grandes superficies[34].

La vulnérabilité au chablis est fonction de l'exposition topographique, des propriétés du sol (type de dépôt) et

[25] Dupont et al. (1991), MacLean et MacKinnon (1997), Beauce (2001), MacLean et al. (2001), Morin et al. (2008), Boulet et al. (2009).

[26] Bergeron et al. (1995), Su et al. (1996), MacLean et al. (2001), Campbell et al. (2008), Morin et al. (2008).

[27] Régnière et al. (2012).

[28] Morin et al. (2008).

[29] Bouchard et al. (2006). Ce patron s'expliquerait par le rajeunissement des sapinières à la suite d'une épidémie sévère.

[30] Saucier (2001).

[31] Le chablis désigne le renversement d'un arbre ou d'un groupe d'arbres (déracinement ou bris des tiges), le plus souvent sous l'effet de l'âge, de la maladie ou d'éléments climatiques comme le vent, la neige ou la glace.

[32] Chablis total : ≥ 75 % de la surface terrière renversée; chablis partiel : 25 à 75 % de la surface terrière renversée. À noter que des seuils différents sont utilisés pour définir un chablis partiel dans certaines études (ex. : Vaillancourt 2008).

[33] Vaillancourt (2008), Boucher et al. (2011).

[34] Desraps (2008).

des caractéristiques du peuplement (composition, structure, âge, hauteur, diamètre et espacement des arbres)[35]. Les sapinières – particulièrement les vieilles – sont généralement plus vulnérables que les peuplements mixtes ou les pessières[36]. Le chablis est également plus élevé en bordure des coupes récentes, généralement dans les premiers 20 à 30 m[37]. Dans les bandes riveraines, les séparateurs de coupes et autres peuplements résiduels, la vulnérabilité au chablis est également fonction de l'exposition au vent (ex. : orientation des bandes, position topographique)[38].

Les superficies touchées par les chablis varient régionalement. Celles-ci augmentent du sud vers le nord (ex. : cycle de l'ordre de 3 000 à 4 000 ans dans la pessière à mousses par rapport à >100 000 ans dans l'érablière à bouleau jaune) ainsi que de l'ouest vers l'est[39]. Cette variabilité régionale s'explique en partie par l'abondance de peuplements plus vulnérables.

Intégration à l'aménagement

Certains types d'interventions peuvent atténuer les pertes de matière ligneuse liées aux perturbations naturelles. Ces interventions peuvent s'appliquer avant (prévention), pendant (lutte) ou après (récolte après perturbation) l'évènement de perturbation, selon la perturbation en cause (tableau 1). Les interventions préventives visent à diminuer la vulnérabilité des peuplements face à l'agent perturbateur. La lutte consiste à limiter la propagation de la perturbation. Enfin, la récolte après perturbation (« coupe de récupération ») permet de recouvrer une partie de la valeur économique du peuplement touché.

Tableau 1. Types d'intervention généralement appliqués par perturbation naturelle.

	Prévention	Lutte	Récolte après perturbation
Feu		✓	✓
TBE	✓	✓	✓
Chablis	✓		✓

Le feu

La suppression des incendies forestiers est l'approche la plus directe pour limiter les pertes de matière ligneuse. Elle est nécessaire afin de protéger les infrastructures et elle permet de réduire les superficies brûlées annuellement. Néanmoins, l'efficacité de la lutte est limitée lors des années de grande sécheresse[40]. Ainsi, de vastes superficies forestières peuvent brûler lors de ces années, et ce, malgré les efforts actuels voués à la protection. Par exemple, 2005 et 2007 comptent parmi les dix années où les plus grandes superficies brûlées ont été observées depuis 1922[41].

La récolte après feu permet de récupérer une partie des pertes en matière ligneuse. Cependant, cette récolte comporte des limites économiques, écologiques et sociales[42]. Elle est limitée entre autres par la diminution rapide de la qualité des bois ainsi que par l'accessibilité et l'ampleur des superficies brûlées. De plus, le taux de récolte dépend de l'âge des peuplements touchés : il diminue lorsque la proportion de jeunes peuplements augmente dans le paysage. Enfin, une partie des forêts brûlées est maintenue à des fins de conservation de la biodiversité.

Un aménagement préventif pourrait diminuer la vulnérabilité au feu en modifiant la composition et la répartition spatiale des peuplements (ex. : augmentation de peuplements feuillus moins inflammables) ou en développant le réseau de chemins afin d'augmenter l'efficacité de la suppression[43]. Cependant, l'efficacité et la pertinence de cette approche est encore à démontrer pour le Québec[44].

La tordeuse des bourgeons de l'épinette

Les stratégies d'intervention pour la TBE combinent des interventions de prévention, de lutte et de récolte après perturbation. Ces stratégies varient selon la région et la progression de l'épidémie[45]. La récolte prioritaire des peuplements les plus vulnérables – les sapinières matures – s'avère généralement l'approche préventive la plus simple et la plus efficace[45]. Certaines interventions sylvicoles peuvent aussi diminuer la vulnérabilité des peuplements, entre autres, en diminuant la proportion d'essences hôtes, en réduisant la densité du peuplement ainsi qu'en favorisant le reboisement avec des essences moins vulnérables. Par exemple, les traitements d'éclaircie (éclaircie précommerciale, éclaircie commerciale) augmentent la production foliaire des arbres résiduels (à partir de 2 ou 3 ans après le

[35] Ruel (1995), Ruel et Benoit (1999), Meunier et al. (2002), Elie et Ruel (2005).
[36] Ruel et Benoit (1999), Ruel (2000), Vaillancourt (2008).
[37] Lopez et al. (2006), Larouche et al. (2007), Desraps (2008).
[38] Ruel (1989), Ruel et al. (2001).
[39] Vaillancourt (2008), Boucher et al. (2011).

[40] Leduc (2002), Lemaire (2002).
[41] Chabot et al. (2009).
[42] Nappi et al. (2011).
[43] Le Goff et al. (2008), Terrier et al. (2013).
[44] Par exemple, l'augmentation de peuplements feuillus ou le développement du réseau routier constituent des approches qui peuvent entrer en contradiction avec les principes de l'aménagement écosystémique et le maintien d'espèces à statut précaire (ex. : caribou forestier).
[45] Boulet et al. (2009).

traitement), ce qui se traduit par une meilleure résistance de ces derniers pendant plusieurs années après le traitement[46]. Les traitements d'éclaircie ont toutefois des effets positifs sur l'insecte à très court terme et sont donc à proscrire en période épidémique[47].

La lutte directe se fait par pulvérisation aérienne de l'insecticide biologique Btk[48]. Ces pulvérisations visent à réduire le niveau de défoliation annuelle[49] et ainsi, à limiter les pertes de matière ligneuse. Compte tenu des grandes superficies touchées, la lutte est limitée aux endroits jugés prioritaires.

Enfin, la récolte des arbres en dégradation permet de récupérer une partie de la matière ligneuse. La vitesse de progression de l'épidémie et l'accès aux peuplements touchés conditionnent largement la capacité de récolte[50]. En comparaison au feu, la mortalité des arbres est plus graduelle, ce qui donne une certaine flexibilité quant au moment de la récolte.

Le chablis

Une sylviculture préventive peut limiter les pertes de matière ligneuse causées par le chablis[51]. Par exemple, la diminution de la proportion de sapin réduit la vulnérabilité d'un peuplement[52]. L'augmentation du diamètre des tiges et l'amélioration de l'enracinement par l'éclaircie précommerciale peut augmenter la résistance des peuplements au vent[53]. Enfin, le taux de perte par chablis dans les peuplements résiduels dépend de leur configuration et de leur localisation[54].

La récolte après chablis est également possible; son efficacité varie en fonction de l'accès aux superficies touchées et de la difficulté à récolter les arbres renversés[55]. Ainsi, les pertes de matière ligneuse causées par le chablis varieront régionalement, non seulement en fonction des caractéristiques climatiques et forestières, mais également en fonction des interventions d'aménagement qui seront appliquées.

[46] Beauce (2001).
[47] Beauce (1996, 2001).
[48] *Bacillus thuringiensis* variété *kurstaki* (Btk). Cet insecticide devient actif en contact du milieu alcalin particulier au système digestif des larves de la TBE.
[49] L'objectif de protection vise à obtenir une défoliation annuelle ≤ 50 % sur au moins 70 % de la superficie traitée (Dupont 2001).
[50] Ressources naturelles Canada (2001).
[51] Ruel (1995).
[52] Ruel (1995), Meunier et al. (2002), Elie et Ruel (2005).
[53] Ruel et al. (2003), Achim et al. (2005).
[54] Ruel (1989), Ruel et al. (2001), Larouche et al. (2007), Desraps (2008).
[55] Meunier et al. (2002), Desraps (2008), Vaillancourt (2008).

Intégration à la détermination des possibilités forestières

Une considération *a priori* ou *a posteriori*

Les perturbations naturelles peuvent être prises en considération *a priori* lors de la détermination des possibilités forestières, c'est-à-dire en prévision des événements de perturbation à venir, ou *a posteriori*, c'est-à-dire en ajustant les possibilités forestières après que surviennent les événements de perturbation (figure 4).

La considération *a priori* a pour but d'assurer une meilleure stabilisation des possibilités forestières dans le temps[56] (i.e. principe de rendement soutenu). Lorsque les perturbations ne sont pas considérées *a priori*, ceci se traduit par un risque plus ou moins élevé de baisse des possibilités forestières. Une considération *a priori* s'avère essentielle lorsque la probabilité que les perturbations surviennent est élevée, que les effets potentiels sur la possibilité forestière sont importants et que le risque peut être circonscrit dans le temps et dans l'espace.

La considération *a priori* se fait directement dans le calcul des possibilités forestières, en intégrant les effets des perturbations naturelles à la modélisation, ou via des analyses de risque menées en parallèle avec le processus du calcul (figure 4). Dans ce dernier cas, les résultats sont utilisés afin d'établir, lorsque nécessaire, un fonds de réserve[57] (i.e. réduction de la possibilité forestière) à l'étape finale de la détermination des possibilités forestières. Le choix de l'approche (modélisation ou analyse de risque) dépend de la complexité à modéliser les perturbations et des outils disponibles.

La considération *a posteriori* est appliquée lorsque les perturbations ont un faible effet potentiel sur les possibilités forestières ou lorsque les risques ne peuvent être circonscrits dans le temps et dans l'espace. Elle permet également un ajustement des possibilités forestières lorsque les effets des perturbations considérées *a priori* sont différents de ceux initialement prévus.

[56] Amstrong (2004), Savage et al. (2010), Savage et Martell (2010).
[57] Fait référence au fonds de réserve technique dont le but est de compenser des erreurs d'évaluation des possibilités forestières (Gathy et al. 1999).

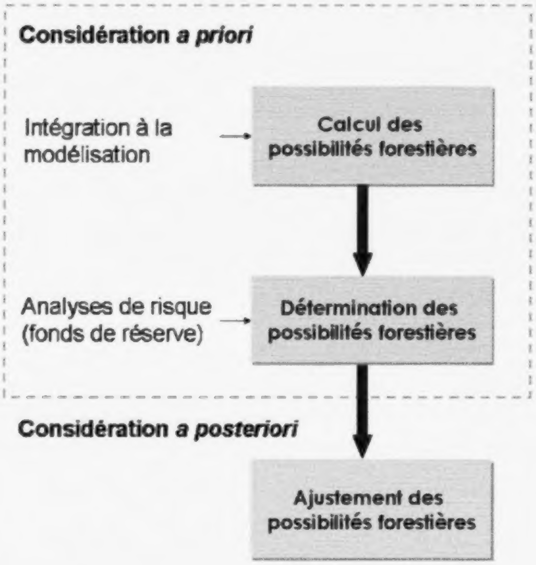


Figure 4. Étapes du processus de détermination des possibilités forestières auxquelles peuvent être prises en considération les perturbations naturelles.

Le feu

Certaines unités d'aménagement sont caractérisées par des cycles de feu relativement courts (figure 1). Ces feux récurrents peuvent avoir un effet important sur la disponibilité en matière ligneuse. L'approche retenue consiste à analyser *a priori* l'effet du feu pour les unités d'aménagement où le cycle de feu est inférieur à 1 000 ans[58]. Compte tenu des incertitudes liées à ces perturbations (ex. : localisation spatio-temporelle, étendue des feux) et des limites techniques d'intégration à la modélisation, l'approche consiste à réaliser des analyses de risque en parallèle avec le calcul.

La méthode utilisée[59] pour l'analyse de risque permet d'évaluer l'effet du feu sur les fluctuations probables des possibilités forestières tout au long de l'horizon de calcul (encadré 1). Plus spécifiquement, la méthode évalue la probabilité que les possibilités forestières, une fois le risque de feu considéré, soient équivalentes aux possibilités forestières à rendement soutenu tel qu'établies sans considération du risque de feu. Elle permet également d'examiner l'effet de différents fonds de réserve sur cette fluctuation.

Plusieurs facteurs sont considérés dans l'analyse, tels que le cycle de feu, la structure d'âge et le taux de récolte après perturbation. Ainsi, un territoire avec un cycle de feu court, une faible proportion de peuplements matures et un faible taux de récolte après perturbation aura une probabilité plus élevée de subir une baisse de la possibilité forestière au cours de l'horizon de calcul. Différentes tolérances à la fluctuation sont également examinées. La tolérance à la fluctuation désigne l'amplitude de baisse de la possibilité forestière qui est tolérée pour considérer celle-ci comme étant maintenue. Ainsi, une tolérance nulle à la fluctuation signifie qu'aucune baisse de possibilité forestière n'est acceptée sur l'horizon de calcul. De plus, la méthode est basée sur une approche stochastique (plutôt que déterministe) afin de prendre en considération la variabilité interannuelle des superficies brûlées[60].

La tordeuse des bourgeons de l'épinette

Plusieurs épidémies de TBE toucheront probablement le Québec au cours de l'horizon de calcul (i.e. 150 ans). Ces épidémies sont susceptibles d'avoir des effets considérables sur les possibilités forestières, en particulier pour les unités d'aménagement localisées dans les régions où les sapinières sont abondantes. De nombreuses incertitudes liées à cette perturbation (ex. : localisation, progression de l'épidémie, sévérité) rendent l'intégration à la modélisation complexe.

L'approche retenue consiste à évaluer la vulnérabilité d'un territoire ainsi qu'à intégrer les effets de scénarios d'épidémie et d'approches préventives lors du calcul des possibilités forestières (encadré 2). Cette approche repose sur le classement des strates d'aménagement en différents niveaux de vulnérabilité. Cette prise en considération de la TBE au calcul permet :

- de suivre la vulnérabilité de chaque unité d'aménagement dans le temps et d'identifier celles qui sont les plus à risque face à la TBE;
- d'appliquer des stratégies préventives visant à prioriser la récolte dans les strates vulnérables;
- d'évaluer l'impact sur la possibilité forestière de divers scénarios d'épidémie (i.e. en simulant des pertes en matière ligneuse dans les strates vulnérables non récoltées).

[58] À noter que pour un cycle de 1000 ans, une portion significative du territoire peut être touchée annuellement (correspond à un taux de brûlage de 0,1 % par année). Cependant, ce choix vise à analyser, en priorité, les unités d'aménagement les plus fortement touchées par le feu.

[59] La méthode utilisée est adaptée de celle développée par Leduc et al. (*en préparation*).

[60] Pour un cycle de feu de 100 ans, la méthode déterministe assume un taux de brûlage constant de 1 % par année. Avec la méthode stochastique, le taux moyen de brûlage est également de 1 %, mais ce taux peut varier d'une année à l'autre.

Encadré 1 – Méthode d'analyse de risque lié au feu

Cette méthode vise à évaluer la probabilité de maintenir les possibilités forestières constantes tout au long de l'horizon de calcul lorsque le risque de feu est pris en considération. Le modèle est basé sur une forte simplification des données forestières (ex. : modèle basé sur les superficies, classes d'âge par décennie).

Intrants

La méthode prend en considération :

- le cycle de feu;
- la structure d'âge;
- le taux de récolte après perturbation (i.e. récupération).

Le territoire d'analyse peut être constitué d'une ou de plusieurs unités d'aménagement similaires quant à ces caractéristiques.

Analyse

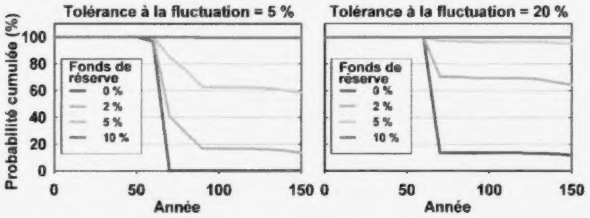
La première étape consiste à déterminer la possibilité forestière initiale du territoire sans risque de feu (taux annuel de récolte en superficie). Ensuite, la méthode évalue si cette possibilité forestière initiale peut être maintenue une fois le risque de feu considéré.

Afin de prendre en considération la variabilité interannuelle des superficies brûlées, l'analyse porte sur 1 000 scénarios, chacun présentant un patron différent quant aux superficies brûlées par décennie (i.e. approche stochastique). La probabilité de maintenir la possibilité forestière sur tout l'horizon de calcul est exprimée par le pourcentage des scénarios pour lesquels la possibilité forestière est maintenue.

L'effet de différents fonds de réserve peut être évalué en ajustant à la baisse la possibilité forestière initiale. Les résultats peuvent également être analysés selon différentes tolérances à la fluctuation. Par exemple, une tolérance à la fluctuation de 5 % signifie qu'une telle baisse est tolérée pour que la possibilité forestière soit considérée comme étant maintenue.

Exemple de résultat

Ces figures illustrent un exemple de la probabilité cumulée de maintenir la possibilité forestière d'un territoire donné, une fois le risque de feu pris en considération, en évaluant plusieurs fonds de réserve et deux niveaux de tolérance à la fluctuation.



Dans cet exemple, la possibilité forestière ne peut être maintenue sur tout l'horizon de calcul sans fonds de réserve (lignes vertes foncées), peu importe le niveau de tolérance à la fluctuation. Les risques de baisse de la possibilité forestière sont particulièrement marqués entre 50 et 100 ans, un résultat qui découle de la structure d'âge du territoire examiné.

L'application d'un fonds de réserve permet de diminuer les risques de baisse de la possibilité forestière. Lorsque la tolérance à la fluctuation est de 20 %, un fonds de réserve d'environ 2 % permet de réduire considérablement les risques de baisse de la possibilité forestière. Un fonds de réserve plus grand est cependant nécessaire lorsque la tolérance à la fluctuation n'est que de 5 %. Cet exemple illustre qu'un petit fonds de réserve permet de se prémunir contre les risques de grande baisse de la possibilité forestière (ex. : plus de 20 %) sans toutefois prévenir des baisses moindres.

Source : Méthode adaptée de Leduc et al. (*en préparation*).

Le chablis

Le risque de chablis est considéré de différentes façons selon le type de chablis en cause, soit les grands chablis naturels, les petits chablis naturels et les chablis en bordure de coupe. Les grands chablis naturels sont difficilement prévisibles. L'approche retenue consiste donc à les considérer *a posteriori* en ajustant les possibilités forestières lorsque les superficies touchées sont considérables. Dans le cas des petits chablis naturels (chablis partiels et chablis totaux de moins de 2 ha), leurs effets sont intégrés aux courbes d'évolution. Enfin, les pertes attribuables aux chablis en bordure de coupe ne sont pas considérées lors de la détermination, sur la base de l'hypothèse que ces pertes sont relativement faibles[61].

Autres considérations

Bien que les effets du feu et de la TBE soient évalués *a priori* lors de la détermination des possibilités forestières, les effets de ces perturbations peuvent être différents de ceux prévus initialement. De plus, d'autres agents de perturbation (ex. : la livrée des forêts, l'arpenteuse de la pruche), peuvent causer des pertes importantes de matière ligneuse localement. Ainsi, un ajustement des possibilités forestières *a posteriori* pourrait être nécessaire lors de perturbations naturelles majeures.

Aucun effet lié aux changements climatiques n'est considéré compte tenu que leurs effets sur les régimes de perturbations naturelles sont encore incertains (ex. : modification régionale de la fréquence et de la sévérité des perturbations). Par conséquent, les risques associés aux perturbations naturelles sont considérés comme similaires aux risques actuels.

[61] Dans certains cas cependant, une réduction permettant de soustraire de la possibilité forestière les pertes attribuables aux chablis en bordure de coupe pourrait s'appliquer lorsque les données disponibles localement le justifient.

Encadré 2 – Méthode d'analyse de risque lié à la TBE

Cette méthode vise à évaluer, dans le temps, la vulnérabilité d'un territoire à la TBE ainsi qu'à examiner l'effet de l'épidémie en cours et de stratégies d'aménagement préventives sur la possibilité forestière d'une unité d'aménagement.

Étape 1 – Évaluation de la vulnérabilité

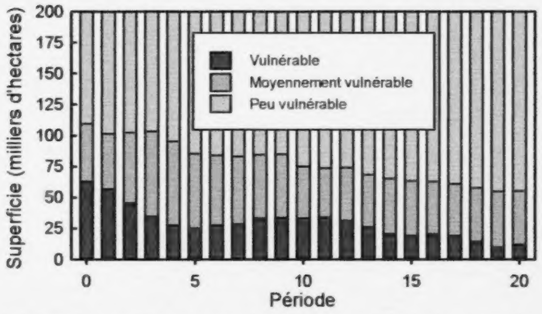
La vulnérabilité de chaque strate d'aménagement est évaluée sur la base de deux variables :

- la composition – la vulnérabilité augmente avec le pourcentage de la surface terrière en sapin baumier;
- l'âge de la strate – pour les strates composées de sapin, la vulnérabilité augmente avec l'âge de la strate.

Chaque strate d'aménagement se voit attribuer l'une des trois classes de vulnérabilité[a] (tableau ci-dessous).

Classe de vulnérabilité	Description
Vulnérable	Strates à dominance de sapin et généralement matures pour lesquelles une forte réduction (50 à 100 %) de la surface terrière après épidémie est appréhendée.
Moyennement vulnérable	Strates plus jeunes ou dont la surface terrière en sapin est moins élevée que les précédentes, pour lesquelles une moins forte réduction de la surface terrière après épidémie est appréhendée.
Peu vulnérable	Strates avec peu de sapin, dont les réductions anticipées après épidémie sont très faibles.

La superficie de chaque classe de vulnérabilité d'un territoire donné est évaluée pour chaque période de l'horizon du calcul (figure ci-dessous).

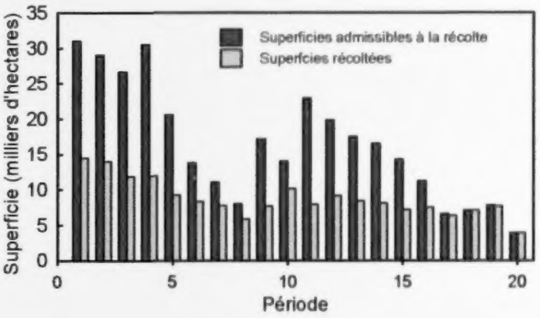


Ce portrait évolutif de la vulnérabilité d'un territoire ainsi que les données historiques et actuelles sur la TBE (figure 3) sont utilisés afin d'identifier les unités d'aménagement les plus à risque face aux effets de la TBE.

Étape 2 – Récolte dans les strates vulnérables

Aux fins du calcul, la stratégie d'aménagement préventive consiste à prioriser la récolte dans les strates vulnérables. Pour les unités d'aménagement les plus à risque (étape 1), un portrait de la récolte dans les strates vulnérables est réalisé.

Ce portrait compare la superficie des strates vulnérables admissible à la récolte avec la superficie des strates vulnérables récoltée. Cette comparaison permet d'identifier les situations où la stratégie d'aménagement pourrait être modulée afin d'augmenter la récolte dans ces strates et ainsi atténuer les pertes potentielles de matière ligneuse.



Étape 3 – Pertes de matière ligneuse relatives à la TBE

Pour les unités d'aménagement où une défoliation est actuellement observée, les pertes de matière ligneuse associées à différents scénarios d'épidémies peuvent être évaluées. Pour ce faire, l'effet de la TBE est simulé en appliquant aux strates vulnérables un effet de traitement qui ramène les strates à l'âge « 0 ». Les volumes ainsi touchés ne sont pas comptabilisés dans les volumes prélevés, simulant ainsi les pertes attribuables à l'absence de récolte dans ces strates.

Ainsi, divers scénarios d'épidémies, combinés ou non avec une stratégie de récolte préventive (étape 2), peuvent être évalués[b] (ex. : l'effet d'un scénario où toutes les superficies des strates vulnérables qui ne font pas l'objet de récolte sont touchées par la TBE [perte totale en matière ligneuse]).

[a] Les classes de vulnérabilité sont tirées des travaux préliminaires de Forêt Québec (Michel Chabot, communication personnelle). Les classes ont été simplifiées aux fins du calcul des possibilités forestières.

[b] Les scénarios sont appliqués sur la base d'une période épidémique couvrant deux périodes du calcul, soit 10 ans.

État des connaissances

Au Québec, l'état des connaissances sur les perturbations naturelles s'est accru considérablement au cours des dernières années. Les études ont porté, en grande partie, sur la caractérisation régionale des régimes de perturbations ainsi que sur les facteurs qui influencent ces perturbations. Cependant, la complexité de ces évènements et leur nature aléatoire rendent difficile la prédiction de leurs impacts futurs.

Dans le cas de la TBE, la plupart des connaissances ont été acquises au cours de la dernière épidémie. Les facteurs propres à la dynamique des populations, les modifications des paysages forestiers ainsi que les effets des changements climatiques font en sorte qu'il est

difficile de prédire l'évolution et les effets des épidémies actuelle et futures. Les résultats des études entreprises dans le cadre de l'épidémie en cours[62] permettront de valider certaines hypothèses, entre autres, quant à la dynamique des populations, à la vulnérabilité des peuplements ainsi qu'aux effets des stratégies d'intervention.

Dans le cas du feu, les effets des changements climatiques sur les régimes de feu sont complexes. Une tendance à la hausse du risque de feu est généralement prédite par les simulations climatiques à l'échelle de la forêt boréale canadienne, bien que ces résultats varient selon les régions et la méthode utilisée[63]. L'identification des taux de brûlage futurs à l'échelle régionale ainsi que le développement d'outils et de méthodes intégrés directement à la modélisation permettraient de mieux tenir compte des risques liés au feu lors de la détermination des possibilités forestières.

Les méthodes développées pour l'intégration des perturbations naturelles à la détermination des possibilités forestières sont récentes. L'amélioration des outils disponibles ainsi que la validation de certaines hypothèses relatives aux effets des perturbations futures (ex. : vulnérabilité des peuplements à la TBE) permettront une meilleure prise en considération de ces évènements.

Références

Références citées

Achim, A., J.-C. Ruel et B.A. Gardiner. 2005. Evaluating the effect of precommercial thinning on the resistance of balsam fir to windthrow through experimentation, modelling, and development of simple indices. Revue canadienne de recherche forestière, 35 : 1844-1853.

Amstrong, G.W. 2004. Sustainability of timber supply considering the risk of wildfire. Forest Science, 50(5) : 626-639.

Beauce, E. 1996. One and two years impact of commercial thinning on spruce budworm feeding ecology and host tree foliage production and chemestry. Forestry Chronicle, 72(4) : 393-398.

Beauce, E. 2001. Implications des relations alimentaires plante-insecte dans la lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette. *Dans* Ressources naturelles Canada. Tordeuse des bourgeons de l'épinette : l'apprivoiser dans nos stratégies d'aménagement. Actes du colloque tenu à Shawinigan les 27, 28 et 29 mars 2001. Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy, Qc, pp. 27-32.

Bergeron, Y., D. Cyr, C.R. Drever, M. Flannigan, S. Gauthier, D. Kneeshaw, È. Lauzon, A. Leduc, H. Le Goff, D. Lesieur et K. Logan. 2006. Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management. Revue canadienne de recherche forestière, 36 : 2737-2744.

Bergeron, Y., D. Cyr, M.P. Girardin et C. Carcaillet. 2010. Will climate change drive 21st century burn rates in Canadian boreal forest outside of its natural variability: collating global climate model experiments with sedimentary charcoal data. International Journal of Wildland Fire, 19 : 1127-1139.

[62] Par exemple, Ressources naturelles Canada (2001, 2012).
[63] Flannigan et al. (2001), Bergeron et al. (2004, 2006, 2010), Le Goff et al. (2008), Boulanger et al. (2013).

Bergeron, Y., M. Flannigan, S. Gauthier, A. Leduc et P. Lefort. 2004. Past, current and future fire frequency in the Canadian boreal forest: implications for sustainable forest management. Ambio, 33(6) : 356-360.

Bergeron, Y., A. Leduc, B.D. Harvey et S. Gauthier. 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. Sylva Fennica, 36(1) : 81-95.

Bergeron, Y., A. Leduc, H. Morin et C. Joyal. 1995. Balsam fir mortality following the last spruce budworm outbreak in northwestern Quebec. Revue canadienne de recherche forestière, 25(8) : 1375-1384.

Blais, J.R. 1983. Trends in the frequency, extent, and severity of spruce budworm outbreaks in eastern Canada. Revue canadienne de recherche forestière, 13 : 539-547.

Bouchard, M., D. Kneeshaw et Y. Bergeron. 2006. Forest dynamics after successive spruce budworm outbreaks in mixedwood forests. Ecology, 87(9) : 2319-2329.

Boucher, Y., M. Bouchard, P. Grondin et P. Tardif. 2011. Le registre des états de référence : intégration des connaissances sur la structure, la composition et la dynamique des paysages forestiers naturels du Québec méridional. Mémoire de recherche forestière n° 161. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 17 p.

Boulanger, Y. et D. Arseneault. 2004. Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years. Revue canadienne de recherche forestière, 34 : 1035-1043.

Boulanger, Y., S. Gauthier, D.R. Gray, H. Le Goff, P. Lefort et J. Morissette. 2013. Fire regime zonation under current and future climate over eastern Canada. Ecological Applications, 23(4) : 904-923.

Boulet, B. 2001. Les enseignements de la dernière épidémie de tordeuses des bourgeons de l'épinette. *Dans* Ressources naturelles Canada. Tordeuse des bourgeons de l'épinette : l'apprivoiser dans nos stratégies d'aménagement. Actes du colloque tenu à Shawinigan les 27, 28 et 29 mars 2001. Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy, Qc, pp. 3-13.

Boulet, B., M. Chabot, L. Dorais, A. Dupont, R. Gagnon et L. Morneau. 2009. Entomologie forestière. *Dans* Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Manuel de foresterie, 2e édition. Ouvrage collectif, Éditions Multimondes, Québec, Qc, pp. 981-1012.

Campbell, E.M., D.A. MacLean et Y. Bergeron. 2008. The severity of budworm-caused growth reductions in balsam fir/spruce stands varies with the hardwood content of surrounding forest landscapes. Forest Science, 54 : 195-205.

Chabot, M. (dir.), P. Blanchet, P. Drapeau, J. Fortin, S. Gauthier, L. Imbeau, G. Lacasse, G. Lemaire, A. Nappi, R. Quenneville et É. Thiffault. 2009. Le feu en milieu forestier. *Dans* Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Manuel de foresterie, 2e édition. Ouvrage collectif, Éditions Multimondes, Québec, Qc, pp. 1037-1090.

Desraps, D. 2008. L'effet du patron de répartition des coupes et des variables du milieu sur les pertes par chablis dans les lisières. Mémoire de maîtrise. Université Laval, Sainte-Foy, Qc, 72 p.

Dupont, A. 2001. La lutte directe contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette, un art et une science. *Dans* Ressources naturelles Canada. Tordeuse des bourgeons de l'épinette : l'apprivoiser dans nos stratégies d'aménagement. Actes du colloque tenu à Shawinigan les 27, 28 et 29 mars 2001. Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy, Qc, pp. 41-48.

Dupont, A., L. Bélanger et J. Bousquet. 1991. Relationships between balsam fir vulnerability to spruce budworm and ecological site conditions of fir stands in central Quebec. Revue canadienne de recherche forestière, 21 : 1752-1759.

Elie, J.-G. et J.-C. Ruel. 2005. Windthrow hazard modelling in boreal forests of black spruce and jack pine. Revue canadienne de recherche forestière, 35 : 2655-2663.

Flannigan, M., I. Campbell, M. Wotton, C. Carcaillet, P. Richard et Y. Bergeron. 2001. Future fire in Canada's boreal forest : paleoecology results and general circulation model – regional climate model simulations. Revue canadienne de recherche forestière, 31 : 854-864.

Gathy, P., R. Evrard et A. Bary-Lenger. 1999. La forêt – Écologie, Gestion, Économie, Conservation. 4e édition. Édition Du Perron, Belgique, Liège, 623 p.

Hennigar, C.R., D.A. MacLean, D.T. Quiring et J.A.Jr Kershaw. 2008. Differences in spruce budworm defoliation among balsam fir and white, red, and black spruce. Forest Science, 54(2) : 158-166.

Jardon, Y., H. Morin et P. Dutilleul. 2003. Périodicité et synchronisme des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Québec. Revue canadienne de recherche forestière, 33 : 1947-1961.

Larouche, C., J.-C. Ruel et L. Bélanger. 2007. L'effet du patron de répartition des coupes sur les pertes par chablis : étude de cas dans la sapinière à bouleau blanc de l'Est. Forestry Chronicle, 83(1) : 84-91.

Leduc, A. 2002. Effet de la suppression des incendies forestiers sur les régimes des feux. *Dans* L'aménagement forestier et le feu. Actes du colloque tenu à Chicoutimi les 9, 10 et 11 avril 2002, pp. 85-90.

Leduc, A., F. Raulier, S. Gauthier, P. Bernier et Y. Bergeron. *En préparation*. Wildfire as a hidden harvester in the assessment of annual allowable cut for North American boreal forests.

Lefort, P., A. Leduc, S. Gauthier et Y. Bergeron. 2004. Recent fire regime (1945-1998) in the boreal forest of western Québec. Écoscience, 11(4) : 433-445.

Le Goff, H., M.D. Flannigan, Y. Bergeron et M.P. Girardin. 2007. Historical fire regime shifts related to climate teleconnections in the Waswanipi area, central Quebec, Canada. International Journal of Wildland Fire, 16 : 607-618.

Le Goff, H., M.D. Flannigan, Y. Bergeron, A. Leduc, S. Gauthier et K. Logan. 2008. Des solutions d'aménagement pour faire face aux changements climatiques : l'exemple des feux de forêts. *Dans* Gauthier et al. Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Québec, Qc, pp. 109-135.

Lemaire, G. 2002. Lutte directe : portée et limites. *Dans* L'aménagement forestier et le feu, Actes du colloque tenu à Chicoutimi les 9, 10 et 11 avril 2002, pp. 77-83.

Lopez, L.E.M., K.A. Harper et P. Drapeau. 2006. Edge influence on forest structure in large forest remnants, cutblock separators, and riparian buffers in managed black spruce forests. Ecoscience, 13(2) : 226-233.

Lussier, J.-M., H. Morin et R. Gagnon. 2002. Mortality in black spruce stands of fire or clear-cut origin. Revue canadienne de recherche forestière, 32 : 539-547.

MacLean, D.A., K.P. Beaton, K.B. Porter, W.E. MacKinnon et M.G. Budd. 2002. Potential wood supply losses to spruce budworm in New Brunswick estimated using the Spruce Budworm Decision Support System. Forestry Chronicle, 78(5) : 739-750.

MacLean, D.A., T.A. Erdle, W.E. MacKinnon, K.B. Porter, K.P. Beaton, G. Cormier, S. Morehouse et M. Budd. 2001. The Spruce Budworm Decision Support System: forest production planning to sustain long-term wood supply. Revue canadienne de recherche forestière, 31 : 1742-1757.

MacLean, D.A. et W.E. MacKinnon. 1997. Effects of stand and site characteristics on susceptibility and vulnerability of balsam fir and spruce to spruce budworm in New Brunswick. Revue canadienne de recherche forestière, 27 : 1859-1871.

Mansuy, N., S. Gauthier, A. Robitaille et Y. Bergeron. 2010. The effects of surficial deposit-drainage combinations on spatial variations of fire cycles in the boreal forest of eastern Canada. International Journal of Wildland Fire, 19 : 1083-1098.

Meunier, S., J.-C. Ruel, G. Laflamme et A. Achim. 2002. Résistance comparée de l'épinette blanche et du sapin baumier au renversement. Revue canadienne de recherche forestière, 32 : 642-652.

Morin, H. et D. Laprise. 1990. Histoire récente des épidémies de la Tordeuse des bourgeons de l'épinette au nord du lac Saint-Jean (Québec) : une analyse dendrochronologique. Revue canadienne de recherche forestière, 20 : 1-8.

Morin, H., D. Laprise, A.-A. Simard et S. Amouch. 2008. Régime des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans l'Est de l'Amérique du Nord. *Dans* Gauthier et al. Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Québec, Qc, pp. 165-192.

MRN – Relevés aériens des dommages causés par les insectes http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/fimaq/insectes/fimaq-insectes-portrait-releves.jsp (consulté le 22 août 2012)

Nappi, A., S. Déry, F. Bujold, M. Chabot, M.-C. Dumont, J. Duval, P. Drapeau, S. Gauthier, J. Peltier et I. Bergeron. 2011. La récolte dans les forêts brûlées — Enjeux et orientations pour un aménagement écosystémique. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Québec, Qc, 51 p.

Peter, B. et J. Nelson. 2005. Estimating harvest schedules and profitability under the risk of fire disturbance. Revue canadienne de recherche forestière, 35 : 1378-1388.

Régnière, J. 2001. Le processus épidémique chez la tordeuse, et les stratégies de lutte actuelles et à venir. *Dans* Ressources naturelles Canada. Tordeuse des bourgeons de l'épinette : l'apprivoiser dans nos stratégies d'aménagement. Actes du colloque tenu à Shawinigan les 27, 28 et 29 mars 2001. Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy, Qc, pp. 15-26.

Régnière, J., R. St-Amant et P. Duval. 2012. Predicting insect distributions under climate change from physiological responses: spruce budworm as an example. Biological Invasions, 14 : 1571-1586.

Ressources naturelles Canada. 2001. Tordeuse des bourgeons de l'épinette : l'apprivoiser dans nos stratégies d'aménagement. Actes du colloque tenu à Shawinigan les 27, 28 et 29 mars 2001. Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy, Qc, 67 p.

Ressources naturelles Canada. 2012. La recherche au Centre de foresterie des Laurentides de Ressources naturelles Canada. La tordeuse des bourgeons de l'épinette. Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy, Qc, 14 p.

Ruel, J.-C. 1989. Mortalité du bois laissé sur pied à la suite d'une coupe par bandes dans trois régions du Québec. Forestry Chronicle, 64 : 107-113.

Ruel, J.-C. 1995. Understanding windthrow: silvicultural implications. Forestry Chronicle, 71(4) : 434-445.

Ruel, J.-C. 2000. Factors influencing windthrow in balsam fir forests: from landscape studies to individual tree studies. Forest Ecology and Management, 135 : 169-178.

Ruel, J.-C. et R. Benoit. 1999. Analyse du chablis du 7 novembre 1994 dans les régions de Charlevoix et de la Gaspésie, Québec, Canada. Forestry Chronicle, 75(2) : 293-301.

Ruel, J.-C., C. Larouche et A. Achim. 2003. Change in root morphology after precommercial thinning in balsam fir stands. Revue canadienne de recherche forestière, 33 : 2452-2459.

Ruel, J.-C., D. Pin et K. Cooper. 2001. Windthrow in riparian buffer strips: effect of wind exposure, thinning and strip width. Forest Ecology and Management, 143 : 105-113.

Saucier, J.-P. 2001. L'effet de l'épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette sur le rendement des forêts. *Dans* Ressources naturelles Canada. Tordeuse des bourgeons de l'épinette : l'apprivoiser dans nos stratégies d'aménagement. Actes du colloque tenu à Shawinigan les 27, 28 et 29 mars 2001. Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy, Qc, pp. 33-39.

Savage, D.W., D.L. Martell et B.M. Wotton. 2010. Evaluation of two risk mitigation strategies for dealing with fire-related uncertainty in timber supply modelling. Revue canadienne de recherche forestière, 40 : 1136-1154.

Savage, D.W. et D.L. Martell. 2010. L'incertitude dans la planification stratégique de l'aménagement forestier. Réseau de gestion durable des forêts, Série de note de recherche, n° 73, 6 p.

Su, Q., D.A. MacLean et T.D. Needham. 1996. The influence of hardwood content on balsam fir defoliation by spruce budworm. Revue canadienne de recherche forestière, 26 : 1620-1628.

Terrier, A., M.P. Girardin, C. Périé, P. Legendre et Y. Bergeron. 2013. Potential changes in forest composition could reduce impacts of climate change on boreal wildfires. Ecological Applications, 23(1) : 21-35.

Vaillancourt, M.-A. 2008. Effets des régimes de perturbation par le chablis sur la biodiversité et les implications pour la récupération. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement socio-économique, des partenariats et de l'éducation et Service de la mise en valeur de la ressource et des territoires fauniques, Québec, Qc, 58 p.

Van Wagner, C.E. 1983. Simulating the effect of forest fire on long-term annual timber supply. Revue canadienne de recherche forestière, 13 : 451-457.

Lectures suggérées

MacLean, D.A., T.A . Erdle, W.E. MacKinnon, K.B. Porter, K.P. Beaton, G. Cormier, S. Morehouse et M. Budd. 2001. The Spruce Budworm Decision Support System: forest production planning to sustain long-term wood supply. Revue canadienne de recherche forestière, 31 : 1742-1757.

Ruel, J.-C. 1995. Understanding windthrow: silvicultural implications. Forestry Chronicle, 71(4) : 434-445.

Savage, D.W., D.L. Martell et B.M. Wotton. 2010. Evaluation of two risk mitigation strategies for dealing with fire-related uncertainty in timber supply modelling. Revue canadienne de recherche forestière, 40 : 1136-1154.

Rédaction : Antoine Nappi, biol., Ph.D.
Collaboration : Jérôme Garet, ing.f., M.Sc. (BFEC), Alain Leduc, biol., Ph.D. (UQAM) et Philippe Marcotte, ing.f., M.Sc. (BFEC).
Révision : Mario Belletête, tech.f. (MRN), Mathieu Bouchard, ing.f., Ph.D. (MRN), Sylvain Chouinard, ing.f. (BFEC), Sylvie Gauthier, biol., Ph.D. (RNCan-SCF-CFL), Simon Guay, ing.f. (BFEC) et Hubert Morin, biol., Ph.D. (UQAC).
Remerciements : Danièle Pouliot, tech. géomatique (cartes TBE, MRN).

Référence à citer : Nappi, A. 2013. Perturbations naturelles. Fascicule 1.5. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 29-39.

Étapes du calcul des possibilités forestières

2

2.1 Cartographie

La cartographie écoforestière est le point de départ du calcul des possibilités forestières. La carte CFET-BFEC contient l'ensemble de l'information relative aux peuplements forestiers et à la gestion du territoire. Cette carte comprend l'ensemble des entités territoriales du territoire d'analyse, incluant celles où la récolte de matière ligneuse est interdite ou impossible.

Crédit : Yannick Dionne

Description

La carte produite par le Bureau du forestier en chef se nomme « CFET-BFEC ». Elle est une bonification du combiné forestier, écologique et territorial (CFET), produit par la Direction des inventaires forestiers (DIF) du ministère des Ressources naturelles. Elle comporte l'ensemble des données nécessaires pour réaliser le calcul des possibilités forestières, soit les caractéristiques des peuplements forestiers ainsi que la délimitation des différentes entités territoriales du territoire d'analyse. D'autres données liées à l'aménagement forestier, telles que les chemins, sont également incorporées à la carte.

Provenance des données

Les données cartographiques utilisées pour le calcul des possibilités forestières pour la période 2013-2018 sont issues de deux programmes d'inventaire écoforestier décennal (figure 1). Pour environ 60 % du territoire, les données proviennent du troisième programme, dont la couverture photographique a été faite entre 1990 et 2000. Pour l'autre portion du territoire, les photographies ont été prises entre 2003 et 2006, dans le cadre du quatrième programme. Les perturbations naturelles survenues après la prise de photos ont été mises à jour jusqu'en 2010, à l'aide d'une carte produite par la DIF. Les perturbations anthropiques ont quant à elles été mises à jour jusqu'en 2007.

Afin d'actualiser les perturbations anthropiques survenues après la création de la carte CFET-BFEC, la première période du calcul des possibilités forestières sert à mettre à jour les volumes attribués de 2008 à 2013 ainsi que les travaux non commerciaux (plantation, éducation). L'actualisation ne tient pas compte de la répartition spatiale de la récolte réalisée.

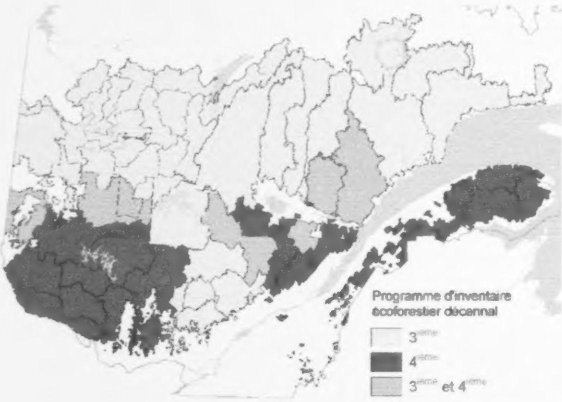


Figure 1. Programme d'inventaire écoforestier décennal disponible par unité d'aménagement.

Description des peuplements forestiers

L'appellation cartographique des polygones écoforestiers productifs décrit les caractéristiques du peuplement (ex. : composition, hauteur, densité du couvert), les conditions biophysiques (ex. : dépôt de surface, drainage), la dynamique forestière (ex. : végétation potentielle) ainsi que l'historique des perturbations naturelles ou anthropiques (figure 2). Les autres catégories de polygone telles que les peuplements improductifs, les plans d'eau, les dénudés humides ou secs, sont aussi identifiés. Les polygones possédant la même appellation cartographique forment une strate cartographique.

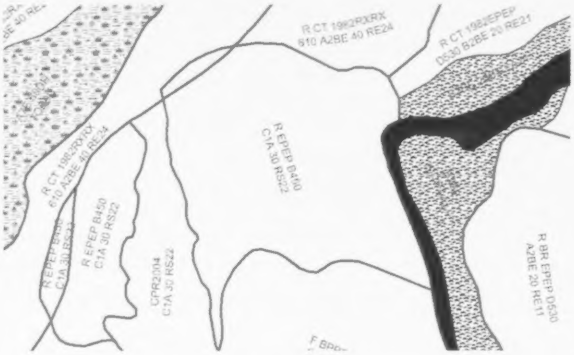


Figure 2. Exemple de carte montrant des appellations cartographiques qui décrivent les peuplements forestiers.

Identification des entités territoriales

Les entités territoriales sont des superficies délimitées géographiquement : 1) certaines permettent de planifier des modalités particulières; 2) d'autres identifient une vocation particulière du territoire (encadré 1).

Le territoire d'analyse est l'unité pour laquelle est réalisé un calcul des possibilités forestières[1]. Il comprend toute la superficie incluse dans le périmètre d'une unité d'aménagement ainsi que les entités territoriales soustraites au calcul, c'est-à-dire celles où la récolte de matière ligneuse est interdite ou impossible (figure 3). Cette caractéristique permet le suivi d'indicateurs forestiers sur l'ensemble ou des portions du territoire d'analyse. Par exemple, les aires protégées contribuent à l'analyse de la structure d'âge des forêts[2].

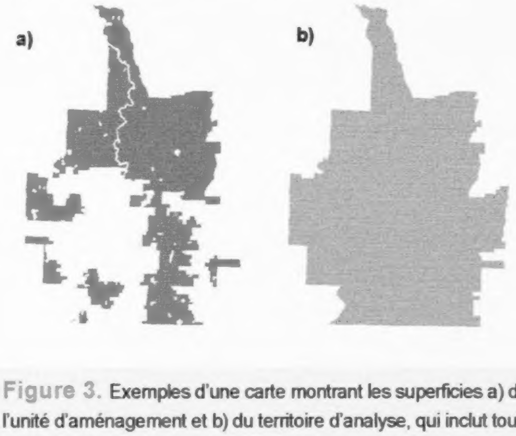


Figure 3. Exemples d'une carte montrant les superficies a) de l'unité d'aménagement et b) du territoire d'analyse, qui inclut toutes les entités territoriales.

[1] La forêt commerciale publique québécoise est divisée en 71 territoires d'analyse.

[2] Se référer à l'intégration au calcul des objectifs d'aménagement dans les différents fascicules du chapitre 4.

Encadré 1. Description des principales entités territoriales

Mode de gestion : catégorie qui décrit l'usage du territoire d'analyse (ex. : unité d'aménagement, aire protégée).

Unité d'aménagement : Unité de territoire qui sert de base à la planification des interventions en milieu forestier.

Affectation : catégorie qui décrit l'usage sur le territoire compris sur l'unité d'aménagement.

Unité territoriale de référence (UTR) : subdivision du territoire utilisée pour la gestion des interventions et le maintien du couvert forestier (maximum de 500 km^2).

Compartiment d'organisation spatiale (COS) : subdivision du territoire utilisée pour la planification de l'organisation spatiale des forêts dans la pessière à mousses (30 à 250 km^2).

Encadrement visuel : partie de paysage déterminée en fonction de la topographie, qui est visible à partir d'une structure ou d'un site d'intérêt.

Bassin versant : subdivision du territoire fondée sur le réseau hydrographique et pour lesquelles des préoccupations pour la qualité du milieu aquatique sont identifiées.

Harmonisation : territoire où les activités d'aménagement doivent être conformes aux ententes d'harmonisation des usages convenues avec les différents intervenants locaux.

Aménagement faunique : territoire aménagé pour le maintien d'un habitat de qualité pour une espèce faunique (cerf de Virginie, caribou forestier).

Territoire faunique structuré : Territoires délimités aux fins de conservation et de mise en valeur de la faune (réserves fauniques, les zecs et les pourvoiries à droits exclusifs).

Contraintes contenues dans la carte écoforestière : dénudés sec ou humide, pente abrupte, sommet, etc.

Forêt morcelée : les peuplements enclavés[3], orphelins[4], résiduels de coupe mosaïque[5] et les îles.

Enfin, l'ensemble des entités territoriales attribuées à une même superficie peut être identifié dans la carte, ce qui assure une meilleure prise en compte des différentes vocations du territoire (figure 4).

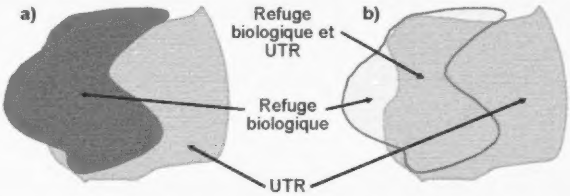


Figure 4. Exemple d'entités territoriales a) mutuellement exclusives, b) comparé à la carte CFET-BFEC où les entités territoriales se superposent.

[3] Peuplements productifs entourés d'une combinaison d'éléments physiques (ex. : pentes abruptes) non disponibles à la coupe.

[4] Peuplements productifs entourés d'une combinaison d'éléments physiques (ex. : peuplements de moins de 7 m de hauteur) temporairement non disponibles à la coupe (minimum 25 ha en forêt feuillue et 50 ha ailleurs ou d'une largeur moyenne de 200 m).

[5] Peuplements productifs identifiés comme tel par les bénéficiaires de contrat d'approvisionnement et d'aménagement forestier (CAAF) lors d'une coupe en mosaïque, temporairement non disponibles à la coupe.

Les superficies incluses au calcul

Les superficies incluses au calcul des possibilités forestières sont les peuplements forestiers productifs compris sur le territoire de la forêt commerciale publique. Parmi ces superficies, certaines entités territoriales doivent être aménagées de façon à atteindre des objectifs d'aménagement particuliers, autres que la production de matière ligneuse. Ces entités sont, entre autres, les affectations fauniques (ex. : aire de confinement du cerf de Virginie, aire de fréquentation du caribou) et les territoires soumis à des mesures d'harmonisation (encadré 1). L'identification de ces entités dans l'« avis de compartimentage » permet d'y adapter des scénarios sylvicoles particuliers.

Les superficies exclues du calcul

Les superficies du territoire d'analyse qui sont exclues du calcul des possibilités forestières sont identifiées de deux façons dans la cartographie. D'une part, elles sont identifiées par des modes de gestion qui excluent toute récolte, tels que les réserves forestières, les aires protégées. D'autre part, pour le mode de gestion « unité d'aménagement », les superficies exclues du calcul sont identifiées par le code d'impact[6] « aucune activité d'aménagement permise ».

Ces superficies sont :

- certaines affectations territoriales (ex. : site récréotouristique, infrastructure d'utilité publique);
- les polygones où des contraintes à l'exploitation forestière sont identifiées dans la carte écoforestière (ex. : pessière noire à cladonie, pente abrupte, sommet);
- les milieux improductifs (ex. : dénudé sec);
- les peuplements enclavés et les îles de moins de 250 ha (types de forêts morcelées);
- certaines lisières boisées (ex. : autour des réserves écologiques, des habitats fauniques).

Autres éléments liés à l'aménagement

Aux fins du calcul des possibilités forestières, les chemins[7] et leur emprise, les pertes de superficies productives[8], les écotones et les bandes riveraines ne sont pas cartographiés. Leurs effets sur la superficie forestière productive sont indirectement intégrés à la carte. Pour ce faire, la superficie du polygone est modifiée en appliquant un pourcentage de réduction, proportionnellement à la superficie touchée.

La carte peut également identifier des polygones non disponibles à la récolte pour un certain nombre de périodes à l'aide de l'outil de modélisation nommé « verrou ». Le nombre de périodes (1 période = 5 années) est déterminé en fonction du temps nécessaire pour rencontrer certains paramètres. Par exemple, un peuplement orphelin sera verrouillé jusqu'à ce que la régénération dans les polygones adjacents atteigne une hauteur moyenne de trois mètres.

Rédaction : Julie Poulin, biol., M.Sc.
Collaboration : David Baril, ing.f. (BFEC) et Richard Tremblay, tech.f. (BFEC).
Révision : Yannick Dionne, tech.f. (BFEC), Jérôme Garet, ing.f., M. Sc. (BFEC), Danielle Leblanc, ing.f. (BFEC), Geneviève Lejeune, ing.f. (BFEC) et Maxime Renaud, ing.f., M.Sc. (BFEC).

Référence à citer : Poulin, J. 2013. Cartographie. Fascicule 2.1. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 43-45.

6 Le code d'impact est un outil utilisé pour identifier les activités d'aménagement permises ou interdites sur l'entité territoriale.

7 Les chemins ont été mis à jour jusqu'en 2005-2006.

8 Superficies où il y a eu du prélèvement de matériaux pour construire des chemins, de l'empilement de bois ou de la mise en andains de débris ligneux.

2.2 Strates d'aménagement

Crédit : Yannick Dionne

Les strates d'aménagement sont le produit du regroupement des strates cartographiques similaires. Le regroupement vise à minimiser le nombre de strates, tout en maintenant le plus possible l'homogénéité des caractéristiques écoforestières pour les fins d'une planification stratégique. Diminuer le nombre de strates allège le calcul des possibilités forestières et permet d'évaluer plus précisément le volume total en matière ligneuse de chacune des strates d'aménagement.

Description

La création des strates d'aménagement consiste à regrouper des strates cartographiques[1] similaires auxquelles peuvent s'appliquer les mêmes scénarios sylvicoles. Chaque strate d'aménagement doit compter suffisamment de placettes d'inventaire pour documenter les données dendrométriques moyennes actuelles (ex. : surface terrière, nombre de tiges, volume). Ces données servent de base à la stratégie sylvicole et à la création des courbes d'évolution[2].

Afin d'alléger le calcul et d'augmenter la précision sur le volume de matière ligneuse, l'objectif est de diminuer le nombre de strates par unité d'aménagement. Bien que les strates cartographiques constituent l'unité la plus homogène quant aux données écoforestières, leur très grand nombre par unité d'aménagement (souvent plus de 5 000) rend le processus d'optimisation laborieux, voire impossible. Le regroupement permet de diminuer le nombre de strates, tout en maintenant une homogénéité des caractéristiques écoforestières acceptable pour une analyse stratégique.

Les strates d'aménagement doivent rencontrer un objectif de précision sur le volume total moyen de l'ensemble des essences présentes. Cette précision doit être d'au moins 70 % sur un minimum de 70 % de la superficie sondée de l'unité d'aménagement[3]. Généralement, plus le nombre de placettes d'inventaire caractérisant la strate est élevé, plus la précision est élevée. Le fait de regrouper davantage les strates cartographiques augmente généralement le nombre de placettes d'inventaire par strate d'aménagement. Ainsi, la précision augmente en autant que ces strates soient suffisamment homogènes.

Processus

Le regroupement est basé sur les attributs de l'appellation des strates cartographiques (figure 1). Les strates cartographiques sont d'abord classées dans l'une des six catégorie de strates. Ensuite, des critères dictent les regroupements possibles pour chacun des attributs. Enfin, les strates d'aménagement sont créées en appliquant des compromis sur ces regroupements possibles.

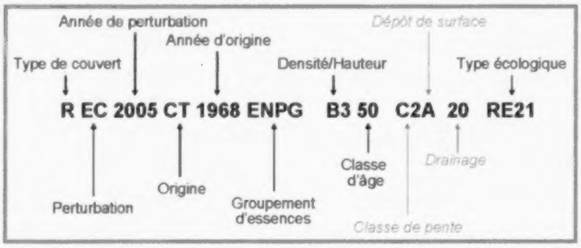


Figure 1. Description des attributs de l'appellation d'une strate cartographique de 7 m et plus de hauteur. Les descriptions en italique gris ne sont pas utilisées pour le regroupement.

L'outil de regroupement utilisé, le SCIF (Système de compilation de l'inventaire forestier), est conçu par la Direction des inventaires forestiers (DIF) du ministère des Ressources naturelles. Les principes du regroupement sont adaptés aux particularités de chaque unité d'aménagement.

Catégories de strates

L'identification des catégories de strates est fonction des attributs de leur appellation cartographique qui sont déterminants pour la sélection du scénario sylvicole. Ainsi, six catégories de strates sont formées selon leur origine, leur hauteur et leur composition (tableau 1).

---

1 Une strate cartographique est composée des polygones forestiers d'un territoire d'analyse ayant la même appellation cartographique.
2 Se référer au fascicule 2.3 – Stratégie sylvicole et au fascicule 2.4 – Évolution des strates.
3 Ce concept est expliqué à la fin du présent fascicule.

Tableau 1. Résumé des critères de regroupement des strates cartographiques pour les six catégories de strates.

Attribut de l'appellation	Naturel (ou avec intervention avant 1988)			Avec intervention anthropique depuis 1988		
	7 m et plus		Moins de 7 m	7 m et plus		Moins de 7 m
	Feuillus tolérants ou pins	Résineux ou feuillus intolérants	Tous	Feuillus tolérants ou pins	Résineux ou feuillus intolérants	Tous
Type de couvert	Résineux, mélangé, feuillu ou sans type de couvert					
Origine	n/a		Brûlis, coupe totale, épidémie sévère, chablis total, friche et plantation	n/a		Brûlis, coupe totale, épidémie sévère, chablis total, friche et plantation
Année			Période variable			Période de 5 années
Perturbation	n/a			CJ, CP, CR, EPC, etc.		
Année	Période variable			Période de 5 années		
Groupement d'essences	Similarité du groupement d'essences					
Densité	Isoler les classes « A » et « B »					
Hauteur	Isoler la classe « 4 »		« 5 », « 6 » et « 7 »	Isoler la classe « 4 »		« 5 », « 6 » et « 7 »
Classe d'âge	Jeune, intermédiaire, vieux, équienne et inéquienne	Classe d'âge; inéquienne, irrégulière et étagée	Avec et sans classe d'âge	Jeune, intermédiaire, vieux, équienne et inéquienne	Classe d'âge; inéquienne, irrégulière et étagée	Avec et sans classe d'âge
Type écologique	Végétations potentielles (3 premiers caractères); Milieux physiques (4e caractère) « 0 », « 7 », « 8 » ou « 9 » (conditions extrêmes); Régime hydrique et texture dans les unités d'aménagement plus résineuses					

Critères de regroupement

Des critères adaptés pour chacune des catégories de strates dictent les valeurs des attributs de l'appellation cartographique qui peuvent être regroupés (tableau 1). Certains attributs ne sont pas utilisés pour le regroupement puisqu'ils influencent moins la stratégie sylvicole à l'échelle du calcul des possibilités forestières.

Type de couvert

Toutes les catégories de strates sont regroupées par type de couvert.

Origine et année d'origine

L'origine et l'année d'origine ne sont pas utilisées pour les strates de 7 m et plus de hauteur puisqu'elles sont généralement inconnues. En ce qui concerne les strates de moins de 7 m, elles sont regroupées par type d'origine. Les strates d'origine naturelle et de moins de 7 m de hauteur sont regroupées par période variable d'années d'origine, selon leur superficie. La priorité est toutefois donnée à la classe d'âge. Enfin, pour les strates ayant subi une intervention et de moins de 7 m de hauteur, elles sont regroupées par période de cinq années (ex. : 2003-2007).

Perturbation et année

Pour les strates d'origine naturelle de 7 m et plus de hauteur, le type de perturbation n'est pas un critère de regroupement. Toutefois, elles sont regroupées par période d'années de perturbation, selon leur superficie. Quant aux strates ayant subi une perturbation anthropique après 1988, elles sont regroupées par type de traitement sylvicole et par périodes de cinq années.

Groupement d'essences

Pour les strates de moins de 7 m de hauteur et les plantations, le regroupement est fonction de la similarité de l'attribut du groupement d'essences.

Densité

Lorsque possible, le regroupement est limité à deux classes contiguës afin d'éviter de réunir les extrêmes. Généralement, les classes de densité « A » et « B » sont isolées des autres classes de densité.

Hauteur

Tout comme l'attribut « densité », lorsque possible, le regroupement est limité à deux classes contiguës afin d'éviter de réunir les extrêmes. Généralement, les strates de feuillus intolérants ou de résineux de classe de hauteur « 4 » sont isolées (caractéristique des strates possédant peu de volume) et les strates de moins de 7 m de hauteur sont regroupées par classe de hauteur.

Classe d'âge

Les strates de feuillus tolérants ou de pins sont regroupées par stade de développement. Les strates de feuillus intolérants ou de résineux sont regroupées selon

Encadré 1. Exemple de regroupement de strates cartographiques en fonction de compromis

Six strates cartographiques sont regroupées en fonction de deux niveaux différents de compromis. Les boîtes de couleur sont les regroupements possibles de valeurs d'attribut en fonction du niveau de compromis et en gris sont les attributs non utilisés.

A) En fonction des critères plus stricts du 1er niveau de compromis, les 6 strates cartographiques ont été regroupées en 4 strates d'aménagement : les deux premières strates cartographiques ont été regroupées sur la base de leurs similarités et la 3e, parce qu'elle occupe moins de 1 % du territoire et qu'elle a des similarités avec les deux premières.

B) En fonction des critères plus souples du 3e niveau de compromis, les 6 strates cartographiques ont été regroupées en 2 strates d'aménagement.

A) 1er niveau de compromis

Strates créées	Sup. %	Valeurs d'attribut regroupés						
1	15,3	M	PEPESB	D1	5030	B1AY	40	MS25
	1,9	MEL	PEBPRX	D2	50	A4GA	40	MS26
	0,6	M	PEPERX	[illegible]	5090	C1AY	20	MS22
2	4,5	FEL	BPBP	[illegible]	50	D1AY	30	MS22
3	1,2	F	BPEO	[illegible]	JIR	C1AY	30	MS22
4	8,6	FEL	BPBP	C3	70	C1A	30	MS12

B) 3e niveau de compromis

Strates créées	Sup. %	Valeurs d'attribut regroupés						
1	15,3	M	PEPESB	[illegible]	5030	B1AY	40	MS25
	0,6	MEL	PEBPRX	[illegible]	50	A4GA	40	MS26
	1,9	M	PEPERX	[illegible]	5090	C1AY	20	MS22
2	4,5	FEL	BPBP	[illegible]	50	D1AY	30	MS22
	1,2	F	BPEO	[illegible]	JIR	C1AY	30	MS22
	8,6	FEL	BPBP	[illegible]	70	C1A	30	MS12

le premier code de la classe d'âge et selon leur structure. Enfin, les strates de moins de 7 m de hauteur sont regroupées par classe d'âge et sans classe d'âge.

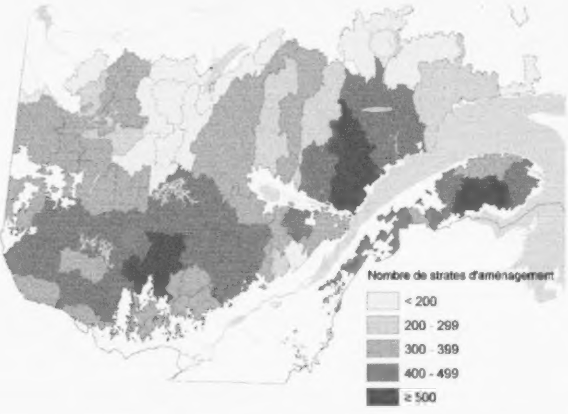
Type écologique

Le regroupement réunit les strates de végétations potentielles semblables et distingue celles de milieux physiques extrêmes. Dans les unités d'aménagement dominées par les essences résineuses, le regroupement tient compte du milieu physique.

Compromis sur les critères de regroupement

Afin de favoriser un plus grand regroupement des strates cartographiques tout en demeurant cohérent sur le plan forestier, les critères de regroupement sont modulés en fonction de trois niveaux de compromis (encadré 1). Le 1er niveau de compromis conserve autant que possible l'homogénéité des strates en respectant strictement les critères de regroupement. Toutefois, les valeurs d'attribut plus rares, soit celles qui occupent moins de 1 % du territoire de l'unité d'aménagement, sont regroupées avec les valeurs semblables qui occupent plus de 1 % du territoire.

Lorsque le nombre de strates d'aménagement demeure trop élevé, l'analyste a recours au 2e ou au 3e niveau de compromis, utilisant des critères de plus en plus souples. Le 3e niveau de compromis est celui qui regroupe des valeurs d'attribut les plus diversifiées. Les critères et les compromis utilisés pour le regroupement sont propres à chaque unité d'aménagement. Les décisions reposent principalement sur le nombre de strates obtenu, qui est un indice de la précision; lorsque le nombre de strates d'aménagement par unité d'aménagement est inférieur à 500, généralement, l'objectif de précision sur le volume



Source : Bureau du forestier en chef

Figure 2. Nombre de strates d'aménagement par unité d'aménagement[4].

total est atteint. En moyenne, 320 strates d'aménagement ont été créées par unité d'aménagement (figure 2).

Affectation des strates de faible superficie

Une fois l'étape du regroupement par compromis terminée, et afin de diminuer davantage le nombre de strates d'aménagement, les strates d'aménagement couvrant de faibles superficies – qui cumulées, couvrent 5 à 10 % du territoire – sont affectées à celles de plus grande superficie. Ainsi, ces strates d'aménagement sont scindées pour affecter les strates cartographiques qui les composaient aux strates d'aménagement conservées. L'affectation de ces strates est effectuée selon une analyse multicritère basée sur leur appellation cartographique (encadré 2). Cette analyse permet de

[4] Les strates ont été créées lorsque la forêt commerciale québécoise comptait 70 unités d'aménagement.

trouver la meilleure correspondance possible entre une strate cartographique et une strate d'aménagement.

Encadré 2. Affectation des strates de faible superficie

Une analyse multicritère quantifie la différence entre l'appellation cartographique d'une strate d'aménagement et celle de la strate cartographique à affecter. Des points, déterminés arbitrairement en fonction de l'importance relative de l'attribut, sont accordés pour chaque attribut de l'appellation identique :

Type de couvert = 5 000 points
Groupement d'essences = 800 points
Densité/Hauteur = 500 points
Classe d'âge = 400 points
Code de perturbation = 200 points
Type écologique = 100 points
Code d'origine = 20 points

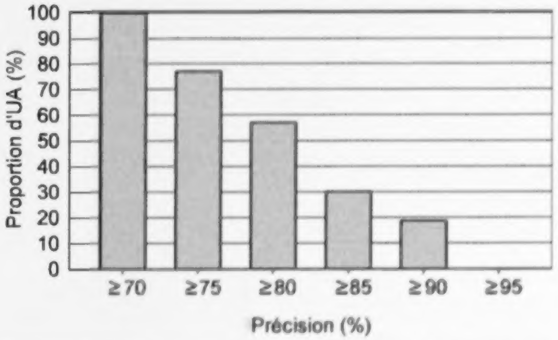
Dans l'exemple ci-dessous, la strate cartographique sera regroupée à la strate d'aménagement « 1 ».

Strate	Appellation cartographique							Points
Cartographique	F	EL	BPBP	C3	70	ER1A20	MS10	
Aménagement 1	F	EL	BPBP	C2	70		MS26	
	5 000	+200	+800	+0	+400		+0	= 6 400
Cartographique	F	EL	BPBP	C3	70	ER1A20	MS10	
Aménagement 2	F	EL	PEPE	C3	70		MS10	
	5 000	+200	+0	+500	+400		+100	= 6 200

Précision du volume total moyen des strates

Le calcul de la précision sert à vérifier si le regroupement des strates d'aménagement rencontre le seuil minimum d'homogénéité sur le plan du volume total moyen toutes essences. L'objectif visé est que la précision soit d'au moins 70 % sur plus de 70 % de la superficie sondée de l'unité d'aménagement, soit celle de 7 m et plus de hauteur[5]. Ce seuil a été atteint pour toutes les unités d'aménagement (figure 3).

Les données utilisées pour calculer le volume total proviennent des placettes du programme d'inventaire le écoforestier et des placettes locales (encadré 3). Lorsque le nombre de placettes est insuffisant, soit cinq et moins, les données d'une autre strate sont associées à cette strate (association), selon la même méthode d'analyse multicritère que pour l'affectation (encadré 2).



Source : Bureau du forestier en chef

Figure 3. Proportion d'unités d'aménagement (UA) par classe de précision sur le volume total moyen par strate d'aménagement.

Encadré 3. Les types de placettes

Les placettes établies et actualisées

Les placettes établies sont celles du plus récent programme d'inventaire écoforestier localisées sur la strate. Les placettes actualisées sont celles du programme d'inventaire précédant; lorsque le peuplement n'a pas été perturbé depuis le sondage, les données de la placette peuvent être mises à jour en modélisant la croissance à l'aide du logiciel Modélisa intégré au SCIF (Système de compilation de l'inventaire forestier).

Les placettes recrutées

Lorsqu'il y a moins de 10 placettes échantillons établies ou actualisées disponibles pour une strate, l'analyste a recours aux placettes recrutées. Ce sont des placettes temporaires du plus récent programme d'inventaire écoforestier situées à l'extérieur du territoire d'analyse. Elles sont localisées dans la même région écologique, possèdent la même végétation potentielle et ne comportent pas d'essences absentes de l'unité d'aménagement.

Les placettes locales

Les placettes locales procurent les données sur les strates perturbées, non sondées dans le programme d'inventaire, principalement les strates traitées en coupe partielle depuis 1990. Ce sont aussi des placettes mises en place lors du suivi des interventions forestières.

Rédacteur : Julie Poulin, biol., M.Sc.
Collaboration : David Baril, ing.f. (BFEC), François Plante, ing.f. (BFEC) et Gordon Weber, ing.f. (BFEC).
Révision : Denis Chabot, ing.f. (retraité du BFEC), Sylvain Chouinard, ing.f. (BFEC), Jérôme Garet, ing.f., M.Sc. (BFEC), Geneviève Lejeune, ing.f. (BFEC), Maxime Renaud, ing.f., M.Sc. (BFEC) et Maurice Thibaudeau, tech.f. (BFEC).

Référence à citer : Poulin, J. 2013. Strates d'aménagement. Fascicule 2.2. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 47-50.

[5] Cette précision signifie que 19 fois sur 20 (95 %) la moyenne réelle se trouve à l'intérieur d'un intervalle de 30 % autour de la moyenne estimée.

2.3 Stratégie sylvicole

Aux fins du calcul des possibilités forestières, élaborer une stratégie sylvicole consiste, tout d'abord, à former des groupes de strates d'aménagement relativement homogènes sur le plan de l'aménagement potentiel. Ensuite, les scénarios sylvicoles applicables aux groupes de strates sont élaborés en fonction des objectifs d'aménagement. Enfin, les seuils qui déclenchent l'application des traitements sylvicoles utilisés au calcul sont établis.

Description

La stratégie sylvicole est définie par l'ensemble des scénarios sylvicoles applicables aux strates d'aménagement de manière à répondre aux objectifs d'aménagement[1]. L'approche est uniformisée à l'échelle provinciale tout en demeurant adaptable selon les caractéristiques forestières et les objectifs d'aménagement de chaque unité d'aménagement. La stratégie sylvicole est balisée en fonction de l'information véhiculée par *Le guide sylvicole du Québec*[2], des objectifs d'aménagement régionaux et de l'expertise des professionnels. L'élaboration de la stratégie sylvicole est composée de trois étapes :

- former des groupes de strates;
- créer des séries d'aménagement;
- établir les seuils des variables déclenchant l'application des traitements sylvicoles.

Groupes de strates

Les strates d'aménagement sont classées en groupes de strates. Ce classement, nommé diagnostic, est effectué à l'aide d'un filtre ou clé dichotomique (figure 1). Les groupes de strates présentent des caractéristiques relativement homogènes sur le plan de l'aménagement potentiel, de leur dynamique végétale et de leur structure (régulière, irrégulière ou jardinée). De plus, le classement tient compte des particularités régionales ou locales. Les strates appartenant au même groupe de strates peuvent couvrir des stades de développement différents. Le filtre utilise des critères de classement différents pour les strates de 7 m et plus de hauteur et celles de moins de 7 m de hauteur.

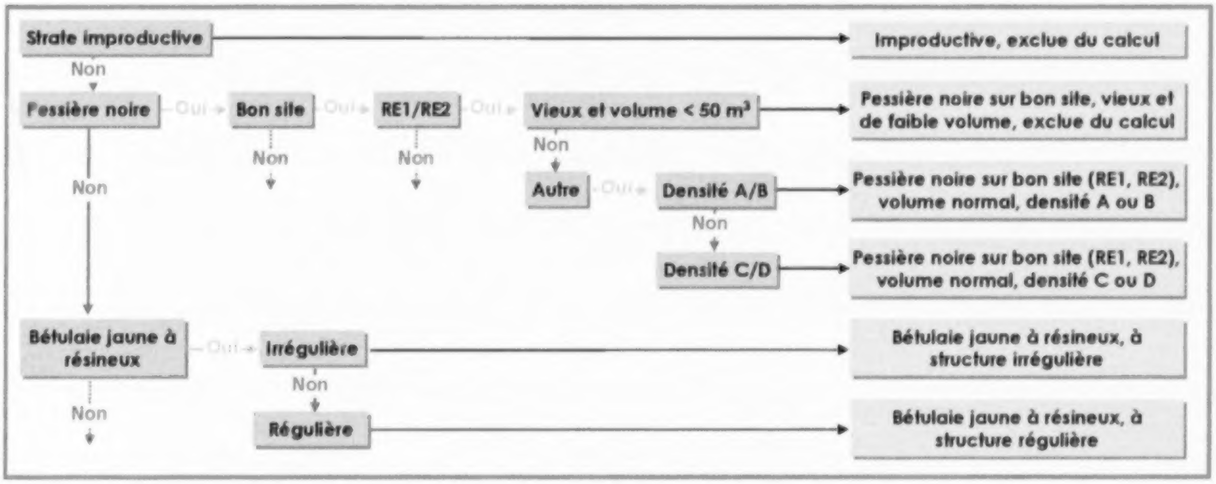


Figure 1. Extrait adapté d'un filtre (boîtes vertes) servant à classer les strates d'aménagement en groupes de strates (boîtes jaunes).

1 Contrairement à la stratégie d'aménagement, la stratégie sylvicole ne traite pas de la répartition spatiale et temporelle des interventions.
2 MRN (2013).

Groupes de strates de 7 m et plus de hauteur

Le classement des strates de 7 m et plus de hauteur repose sur des données d'inventaire (ex. : surface terrière, volume) ainsi que sur l'appellation représentative de la strate d'aménagement (ex. : densité, végétation potentielle, milieu physique). Les premiers critères du filtre vise à classer les strates d'aménagement selon un type de forêt à l'aide de l'analyse de la surface terrière par essence (tableau 1). Par la suite, d'autres critères spécifiques à chaque type de forêt sont utilisés pour former les groupes de strates. Ces critères sont principalement la végétation potentielle et la structure actuelle : les options d'aménagement dépendent principalement de ces caractéristiques.

Tableau 1. Superficie (% de la forêt commerciale productive) par grand type de forêt ainsi que les types de forêt possibles[a].

Grand type de forêt / Type de forêt	Sup.
Bétulaies blanches	2 %
Bétulaies blanches(Bp), à feuillus intolérants (BpFi), à feuillus tolérants (BpFt).	
Bétulaies blanches à résineux	7 %
Bétulaies blanches à résineux (BpRx).	
Cédrières	1 %
Cédrières (To), à feuillus (ToFx), à résineux (ToRx), à sapins (ToSb), à épinettes (ToEpx).	
Érablières rouges	< 1 %
Érablières rouges à feuillus (EoFx), à feuillus intolérants (EoFi), à feuillus tolérants (EoFt), à résineux EoRx, à pins gris (EoPg).	
Feuillus tolérants	5 %
Bétulaies jaunes (Bj), à feuillus intolérants (BjFi), à feuillus tolérants (BjFt); Chênaies (Ch); Érablières à sucre (Es), à feuillus (EsFx), à feuillus intolérants (EsFi), à feuillus tolérants (EsFt), à feuillus nobles (EsFn), à bouleaux jaunes (EsBj), à hêtres (EsHg).	
Feuillus tolérants à résineux	4 %
Bétulaies jaunes à résineux (BJRx); Érablières à sucre à résineux (EsRx); Sapinières à bouleaux jaunes (SbBj); Sapinières à feuillus tolérants (SbFt).	
Pessières	49 %
Pessières (Epx), à résineux (EpxRx), à épinettes blanches (EpxEb), à sapins (EpxSb), à thuyas (EpxTo); Mélèzaies (Ml); Pessières blanches (Eb); Pessières noires (En), à feuillus (EnFx), à résineux (EnRx), à mélèzes (EnMl), à pins gris (EnPg), à sapins (EnSb). Pessières rouges (Eu).	
Peupleraies	1 %
Peupleraies (Pe), à feuillus intolérants (PeFi).	
Peupleraies à résineux	3 %
Peupleraies à résineux (PeRx).	
Pinèdes blanches	1 %
Pinèdes blanches (Pb), à feuillus (PbFx), à feuillus intolérants (PbFi), à feuillus tolérants (PbFt), à résineux (PbRx).	
Pinèdes grises	3 %
Pinèdes grises (Pg), à résineux (PgRx), à épinettes noires (PgEn).	
Prucheraies	< 1 %
Prucheraies (Pu).	
Résineux à feuillus	14 %
Pessière à feuillus (EpxFx), à bouleau blanc (EpxBp), à peupliers (EpxBp); Pessières noires à feuillus (EnFx); Pinèdes grises à feuillus (PgFx), à peupliers (PgPe); Sapinières à feuillus intolérants (SbFi), à bouleaux blancs (SbBp), à peupliers (SbPe).	
Sapinières	8 %
Sapinières (Sb), à résineux (SbRx), à épinettes (SbEpx), à épinettes blanches (SbEb), à thuyas (SbTo).	

[a] Un type de forêt « pur » peut inclure des superficies mélangées, lorsque ces dernières sont peu abondantes.

Groupes de strates de moins de 7 m de hauteur

Les strates de moins de 7 m de hauteur sont peu sondées lors de l'inventaire forestier décennal. La création de ces groupes de strates repose uniquement sur le type de couvert, la végétation potentielle, la perturbation d'origine et la perturbation partielle. Un type de forêt leur est attribué à l'aide d'une analyse des données de suivi des traitements sylvicoles et des prévisions de la composition forestière après intervention générées par le modèle SUCCÈS-2009.

Séries d'aménagement

Aux fins du calcul, une série d'aménagement désigne un groupe de strates soumis à un même scénario sylvicole. Un scénario sylvicole est une séquence de traitements sylvicoles[3] (figure 2). Le scénario élaboré pour un groupe de strates est fonction de trois éléments :

- essence à promouvoir – Essence ou groupe d'essences désigné pour rester ou pour devenir l'essence principale de la strate. En conséquence, le scénario sylvicole est élaboré dans le but de favoriser la croissance ou l'établissement de l'*essence à promouvoir*.
- régime sylvicole – Mode de renouvellement d'un peuplement, déterminé par l'origine de sa régénération[4]. Les régimes qui orientent les scénarios sylvicoles à appliquer sont ceux de la futaie régulière, irrégulière ou jardinée.
- intensité de la sylviculture – Ajustée en fonction des objectifs sylvicoles. Généralement, les scénarios sylvicoles extensifs reposent sur la régénération naturelle. Les scénarios de base assurent la gestion de la végétation concurrente et de la composition (ex. : scarifiage + regarni + coupe totale). Enfin, les scénarios intensifs permettent le choix des tiges d'avenir (ex. : éclaircie précommerciale + éclaircie commerciale + coupe progressive régulière + scarifiage).

[3] Se référer aux fascicules du chapitre 3 sur les traitements sylvicoles.
[4] MRN (2013).

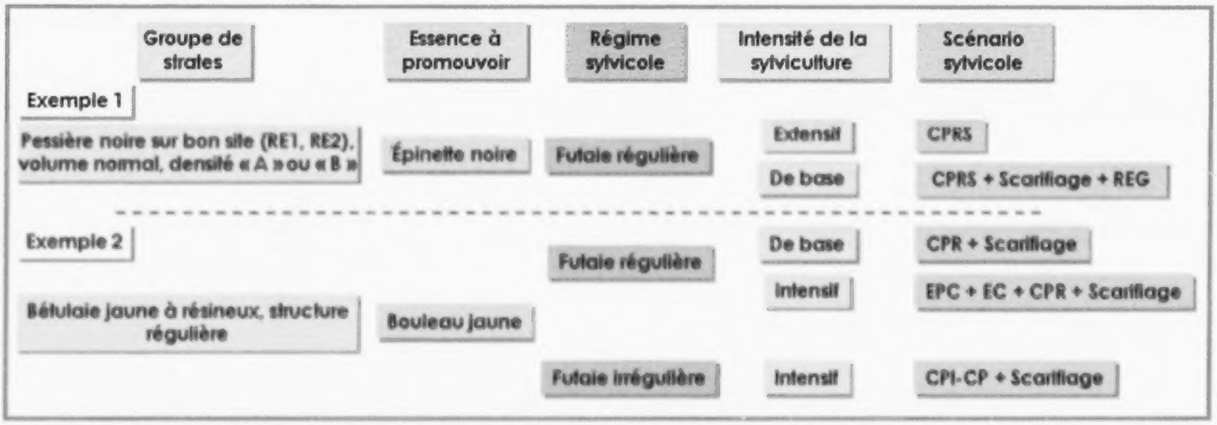


Figure 2. Exemples simplifiés de scénarios sylvicoles élaborés pour deux groupes de strates en fonction de l'essence à promouvoir, du régime sylvicole et de l'intensité de l'aménagement. Se référer au tableau 2 pour les abréviations des traitements sylvicoles.

Pour chaque groupe de strates, une ou plusieurs séries d'aménagement sont élaborées sur la base de l'*essence à promouvoir*, du régime sylvicole et de l'intensité de la sylviculture potentiellement applicables (figure 2). Certaines séries sont également élaborées afin de répondre à des particularités territoriales et à des objectifs d'aménagement durable des forêts[5] (ex. : fauniques, socio-économiques). L'optimisation permet d'identifier les superficies à traiter selon chaque série d'aménagement de façon à maximiser la possibilité forestière tout en tenant compte des *contraintes à l'optimisation*[6] (ex. : limite budgétaire).

Traitements sylvicoles

Huit traitements sylvicoles sont utilisés au calcul[7] (tableau 2). Ces traitements sont ceux qui impliquent un repositionnement de la strate sur une nouvelle courbe, appelée courbe *effets de traitement*[8]. Des traitements connexes – le scarifiage, l'ensemencement, le regarni, les dégagements de plantation et l'élagage – sont également utilisés dans le calcul afin de maintenir le rendement attribué aux strates traitées. Conséquemment, leurs effets sont compris dans les courbes *effets de traitement*.

Les traitements sylvicoles peuvent être appliqués sur les strates à une des périodes du calcul où les seuils des variables déclenchant l'application des traitements sylvicoles sont respectés. Les principales variables utilisés au calcul sont le volume marchand, la surface terrière marchande, l'âge de la strate et la maturité absolue. Ces variables et leurs seuils sont établis en cohérence avec l'information véhiculée dans *Le guide sylvicole du Québec*[9] et l'information scientifique la plus à jour. Toutefois, des limites techniques du calcul des possibilités forestières peuvent conduire à l'utilisation de seuils différents.

Les coûts[10] associés aux traitements sylvicoles et aux traitements connexes sont compilés pour les besoins de l'analyse de la rentabilité économique[11]. Les coûts des scénarios sylvicoles augmentent en fonction de l'intensité de l'aménagement.

5 La prise en compte des objectifs d'aménagement lors de l'élaboration de la stratégie sylvicole est expliquée au chapitre 4.
6 Se référer au fascicule 2.6 – Optimisation.
7 Se référer aux fascicules du chapitre 3 sur les traitements sylvicoles.
8 Se référer au fascicule 2.4 – Évolution des strates.

9 MRN (2013).
10 Pour l'évaluation de la rentabilité économique, les coûts sont en fait ceux encourus par l'État pour l'exécution des traitements sylvicoles.
11 Se référer au fascicule 4.14 – Rentabilité économique.

Tableau 2. Les traitements sylvicoles et leurs variantes utilisés dans le calcul des possibilités forestières, ainsi que le régime sylvicole et l'intensité d'aménagement dans lesquels ils s'inscrivent. Les *essences à promouvoir* pour lesquelles le traitement est approprié sont énumérées dans les fascicules du chapitre 3 sur les traitements sylvicoles lorsque pertinent. Les traitements au stade de perchis et de la futaie sont présentés en ordre décroissant de l'intensité du prélèvement.

# de fascicule, traitement sylvicole et variantes par stade d'évolution			Abréviation	Régime sylvicole	Intensité de la sylviculture
Stade de semis					
3.1	Plantation	Regarni	REG	Futaie régulière ou irrégulière	De base ou intensif
		Plantation uniforme de base	PLb	Futaie régulière	
		Plantation uniforme intensive	PLi		Intensif
Stade de gaulis					
3.2	Éducation au stade gaulis	Éclaircie précommerciale	EPC	Futaie régulière	Intensif
		Nettoiement	NET		De base ou intensif
Stades de perchis et de la futaie					
3.3	Coupes totales	Coupe totale sans protection	CTSP	Futaie régulière	Extensif, de base ou intensif
		Coupe avec protection de la régénération et des sols	CPRS		
		Coupe avec protection de la haute régénération et des sols	CPHRS		
		Coupe avec réserve de semenciers	CRS		
3.4	Coupe avec protection des petites tiges marchandes		CPPTM	Futaie irrégulière	Extensif
3.5	Éclaircie commerciale		EC	Futaie régulière	Intensif
3.6	Coupe progressive régulière		CPR	Futaie régulière	De base ou intensif
3.7	Coupe progressive irrégulière	Coupe progressive irrégulière à couvert permanent	CPI-CP	Futaie irrégulière	De base ou intensif
		Coupe progressive irrégulière à régénération lente	CPI-RL		
3.8	Coupes de jardinage		CJ	Futaie jardinée	Intensif

Références

MRN – Glossaire forestier
http://glossaire-forestier.mrn.gouv.qc.ca/Liste.aspx (consulté le 15 avril 2013)

MRN. 2013. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier, Les Publications du Québec, Québec, Qc, 709 p.

Rédaction : Julie Poulin, biol., M.Sc.
Collaboration : Daniel Pin, ing.f., M.Sc. (BFEC) et Louis Prévost, ing.f., M.Sc. (BFEC).
Révision : Sylvain Chouinard, ing.f. (BFEC), Thomas Moore, ing.f., M.Sc. (BFEC), François Ouellet, ing.f., M.Sc. (BFEC), Daniel Pelletier, ing.f. (BFEC), François Plante, ing.f. (BFEC), Maxime Renaud, ing.f., M.Sc. (BFEC) et Gordon Weber, ing.f. (BFEC).

Référence à citer : Poulin, J. 2013. Stratégie sylvicole. Fascicule 2.3. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 51-54.

2.4 Évolution des strates

Crédit photo : Ministère des Ressources naturelles

Les courbes d'évolution font évoluer les variables des strates d'aménagement sur tout l'horizon de calcul des possibilités forestières. Ces courbes prévoient, entre autres, l'évolution des volumes de matière ligneuse. À la suite de l'application d'un des traitements sylvicoles du calcul, les strates évoluent selon une nouvelle courbe, sélectionnée en fonction de l'effet du traitement sur la strate.

Description

Les différentes variables d'une strate d'aménagement (ex. : volume, surface terrière) évoluent sur l'ensemble des périodes du calcul des possibilités forestières. Cette évolution est décrite par une courbe *actuelle d'évolution* ou, à la suite de l'application d'un traitement sylvicole, par une courbe *effets de traitement*[1]. Une courbe *actuelle d'évolution* est construite pour chaque groupe de strates[2] à l'aide d'un modèle de croissance. Une courbe *effets de traitement* est également créée pour chaque groupe de strates sur lequel un traitement sylvicole est appliqué dans le calcul.

Modèles de croissance

Les modèles de croissance ARTÉMIS-2009[3] et NATURA-2009[4] servent à prévoir l'évolution des placettes échantillons en peuplements forestiers de 7 mètres et plus de hauteur[5]. ARTÉMIS-2009 est un modèle de croissance à l'échelle de la tige et NATURA-2009, à l'échelle du peuplement (encadré 1). Aux fins du calcul, les caractéristiques et les limites de chacun de ces modèles conditionnent leur utilisation pour certaines combinaisons de type de forêt[6] et de végétation potentielle (tableau 1).

Encadré 1. Deux approches de modélisation

Par tiges individuelles

Un modèle par tiges individuelles simule les différents processus qui se déroulent à l'échelle de l'arbre. Il fournit une liste d'arbres selon leur essence et leurs dimensions. Les prévisions d'évolution de chacune des tiges sont compilées à l'échelle de la placette.

Par peuplement entier

Un modèle par peuplement entier fait évoluer directement les caractéristiques dendrométriques d'un peuplement, sans utiliser d'information à l'échelle de la tige individuelle. Il fournit donc des informations plus sommaires, telles la surface terrière et le volume d'un peuplement à l'échelle de la placette.

Source : Adaptée de Auger et al. (2011)

Tableau 1. Modèle de croissance utilisé pour chaque combinaison de type de forêt et de végétation potentielle.

Type de forêt	Végétation potentielle	
	F[a], MJ[b] et MF1	Autres
Bétulaies blanches Peupleraies Mélèzaies Pessières Pinèdes grises Sapinières (sauf à bouleau jaune)	ARTÉMIS-2009	NATURA-2009
Bétulaies jaunes Chênaies Érablières Cédrières Pinèdes blanches Prucheraies Sapinières (à bouleau jaune)	ARTÉMIS-2009	

[a] FE1, FE2, FE3, FE4, FE5, FE6, FC1 et FO1

[b] MJ1 et MJ2

1 Une courbe est une représentation graphique de l'évolution dans le temps d'une des variables d'une table de rendement.

2 Un groupe de strates est un regroupement de strates d'aménagement pouvant être de stades de développement différents et relativement homogènes sur le plan de l'aménagement potentiel.

3 Fortin et Langevin (2010).

4 Pothier et Auger (2011).

5 Auger et al. (2011).

6 Le type de forêt est déterminé par l'essence ou le groupe d'essences qui domine la composition de la strate d'aménagement. Se référer au fascicule 2.3 – Stratégie sylvicole.

Ces modèles prévoient l'évolution des six variables[7] suivantes applicables aux tiges marchandes, c'est-à-dire pour les tiges de 9,1 cm et plus de diamètre à hauteur de poitrine :

- le volume marchand (m^3/ha);
- la surface terrière marchande (m^2/ha);
- le nombre de tiges marchandes (tiges/ha);
- la hauteur dominante (m);
- le diamètre quadratique moyen (cm);
- le volume moyen par tige (dm^3/tige).

Élaboration des modèles

Les modèles de croissance sont élaborés à partir des données du réseau de placettes échantillons permanentes du Québec. Les placettes retenues comptent au moins deux mesures. Ces données fournissent les conditions initiales ainsi que l'évolution réelle des différentes variables qui décrivent un peuplement. Elles couvrent au total jusqu'à une quarantaine d'années entre la première et la dernière mesure. L'évaluation des modèles sur cet horizon montre que les prévisions de croissance sont fiables, mais leur fiabilité pourrait diminuer fortement sur des horizons de calcul supérieurs à 60 ans. Toutefois, aucune aberration n'a été identifiée au-delà de cette période.

ARTÉMIS-2009 est élaboré pour les 25 végétations potentielles les plus abondantes au Québec. Les données sont prévues par essence ou par regroupement d'essences[8] (encadré 2).

NATURA-2009 est élaboré en tenant compte du sous-domaine bioclimatique. Les données sont prévues par groupe d'essences[9] (tableau 2).

Courbe *actuelle d'évolution*

Aux fins du calcul, une courbe *actuelle d'évolution* est une courbe qui traduit la croissance d'un groupe de strates. Elle est produite à partir des courbes de croissance des placettes qui composent le groupe de strates.

Encadré 2. ARTÉMIS-2009 – le regroupement d'essences

Des regroupements d'essences propres à chacune des végétations potentielles sont réalisés.

Certaines essences sont regroupées dès le départ :

- les épinettes : blanche, noire, rouge et de Norvège;
- les pins : rouge et blanc;
- les chênes : rouge, blanc, bicolore et à gros fruits;
- les peupliers : faux-tremble, baumier, deltoïde et à grandes dents.

Afin de ne pas être regroupés davantage, ces groupes d'essences et les autres essences doivent satisfaire les trois conditions suivantes, par végétation potentielle :

- suffissament de tiges vivantes;
- suffisamment de tiges mortes;
- suffisamment de recrues.

Selon la végétation potentielle, ARTÉMIS-2009 tient compte de 2 à 16 groupes d'essences ou essences individuelles.

Exemple partiel d'un regroupement d'essences d'une végétation potentielle

Essence ou groupe d'essences	1er regroupement	2e regroupement
Bouleau à papier	Bouleau à papier	Bouleau à papier
Sapin baumier	Sapin baumier	Sapin baumier
Épinettes	EPX	EPX
Peupliers	Autres feuillus intolérants	Autres feuillus
Cerisier tardif		
Mélèze	Autres résineux	Autres feuillus tolérants et résineux
Pins		
Chênes	Autres feuillus tolérants	

Source : Adapté de Fortin et Langevin (2010). La liste complète des regroupements d'essences se trouve à l'Annexe III de Fortin et Langevin (2010).

Tableau 2. Groupes d'essences des courbes *actuelles d'évolution* selon le modèle de croissance et exemples d'essences qui les composent.

ARTÉMIS-2009	NATURA-2009*
Feuillus intolérants (Fi)	**Feuillus intolérants (Fi)**
Bouleau à papier, érable rouge, peupliers	Bouleau à papier, chêne rouge, peupliers
Feuillus nobles (Fn)	**Feuillus tolérants (Ft)**
Cerisier tardif, bouleau jaune, chênes, érable à sucre	Bouleau jaune, érable à sucre, hêtre
Résineux intolérants (Ri)	**Résineux intolérants (Ri)**
Mélèze et pin gris	Mélèze, pins gris et rouge
Résineux tolérants (Rt)	**Résineux tolérants (Rt)**
Épinettes, pins blanc et rouge	Épinettes, pin blanc
Sapin baumier (SAB)	**Sapin baumier (SAB)**
Autres (AUT)	
Hêtre, les essences ou groupes d'essences marginaux	

* La liste complète des essences de chaque groupe se trouve à l'annexe I de Pothier et Auger (2011).

[7] L'équation utilisée pour estimer le volume d'une tige est le tarif de cubage de Fortin et al. (2007; à partir de la hauteur de la souche jusqu'au fin bout de 9 cm avec écorce) et pour calculer la hauteur, celle de Fortin et al. (2009). Le diamètre quadratique moyen (cm) et le volume moyen par tige (dm^3/tige) sont dérivés des autres variables.

[8] Se référer à Fortin et Langevin (2010).

[9] Se référer à Pothier et Auger (2011).

Production des courbes de croissance des placettes

La courbe de croissance de chaque placette est produite par un des modèles de croissance. Les modèles sont appliqués aux mêmes essences ou groupes d'essences que ceux utilisés lors de leur élaboration. Aux fins du calcul, l'évolution des variables est prévue sur un horizon de 150 ans.

Pour les courbes issues de ARTÉMIS-2009, les placettes sont associées à différents stades de développement. Toutefois, l'âge des types de forêt qui évoluent avec ce modèle de croissance (tableau 1) n'est généralement pas caractérisé. Ainsi, les courbes de croissance doivent être agencées entre elles sur l'axe du temps. L'agencement est réalisé en fonction du patron d'évolution de la surface terrière[10]. Les essences ou groupes d'essences de l'encadré 2 sont ensuite regroupés selon les groupes d'essences du tableau 2.

Pour les courbes issues de NATURA-2009, leur début est l'âge moyen de l'ensemble des arbres études dominants et codominants des placettes de la strate d'aménagement (figure 1).

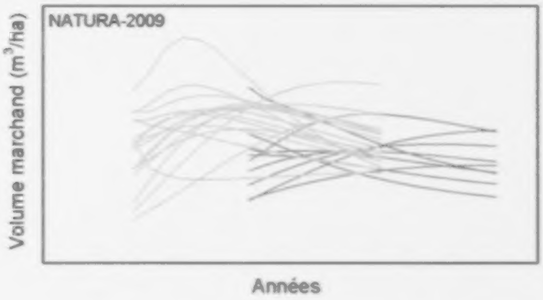


Figure 1. Courbes de croissance du volume marchand des placettes d'un groupe de strates. Exemple avec les courbes de croissance produites par NATURA-2009 pour un groupe de strates composé de 2 strates d'aménagement.

Courbe *actuelle d'évolution* des groupes de strates

La courbe *actuelle d'évolution* du groupe de strates est une moyenne des courbes de croissance à l'échelle de la placette (figure 2). Cette courbe moyenne est obtenue par un modèle de régression entre la variable et le temps (ou l'âge), pour chaque essence ou groupe d'essences[11]. La régression est pondérée par la superficie relative de chaque strate d'aménagement dans le groupe de strates.

Les variables du tableau 3 sont disponibles pour chaque essence et groupe d'essences composant la courbe *actuelle d'évolution* (tableau 2).

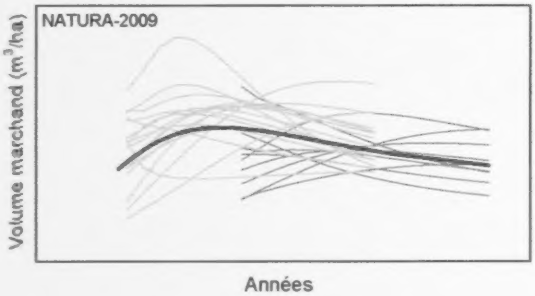


Figure 2. Exemple d'une courbe *actuelle d'évolution* (en brun) d'un groupe de strates issue du modèle de régression sur les courbes de croissance des placettes de 2 strates d'aménagement.

Tableau 3. Variables des courbes d'évolution.

Variable	Description	
	ARTÉMIS-2009	NATURA-2009
Volume marchand[a] (m³/ha)	√	√
Surface terrière marchande[a] (m²/ha)	√	√
Nombre de tiges marchandes[a] (tiges/ha)	√	√
Hauteur dominante[b] (m)	√	√
Diamètre quadratique moyen[a] (cm)	√	√
Volume moyen par tige[a] (dm³/tige)	√	√
Âge de la strate[c] (année)		√
Maturité absolue[d] (année)		√

[a] Ces variables sont également disponibles par essence ou par groupe d'essences.
[b] Hauteur dominante d'un peuplement définie par la hauteur moyenne des 100 plus gros arbres à l'hectare, ce qui correspond aux 4 arbres de plus gros dhp d'une placette de 0,04 ha ou 400 m².
[c] Âge moyen des arbres études dominants et codominants.
[d] Âge auquel l'accroissement annuel moyen en volume marchand de la strate est maximal. Cet âge est fixé à 0 aux fins du calcul. Des valeurs négatives sont obtenues pour les périodes précédant l'atteinte de la maturité absolue et des valeurs positives pour les périodes suivant la maturité absolue.

Correction du départ de la courbe actuelle d'évolution

Pour les courbes issues de NATURA-2009, les données des placettes ne permettent pas d'établir l'âge auquel un groupe de strates atteint un volume marchand. Conséquemment, la partie de la courbe entre l'âge associé à un volume marchand nul et l'âge de début de la courbe moyenne est extrapolée[12] (figure 3).

[10] La translation horizontale sur l'axe du temps suit une méthode statistique expliquée à l'annexe IV de Poulin (2013). Pour les groupes de strates modélisés avec ARTÉMIS-2009 dont l'âge est caractérisé (ARTÉMIS-âge), tels que les cédrières, le positionnement de la courbe sur l'axe du temps suit la méthode utilisée pour les courbes issues de NATURA-2009.

[11] Annexe V dans Poulin (2013).

[12] Ce segment d'évolution est nécessaire pour faire évoluer les strates de moins de 7 m de hauteur.

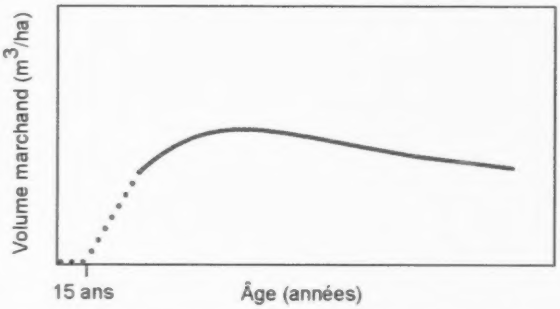


Figure 3. Extrapolation de la courbe *actuelle d'évolution* jusqu'à un volume marchand nul.

Ajustement des courbes *actuelles d'évolution* de pessières noires

Pour l'épinette noire, après l'atteinte du volume marchand maximal, un plateau peut être fixé à 80 % du sommet pour pallier une trop forte diminution du volume prévu par le segment décroissant des courbes[13] (figure 4).

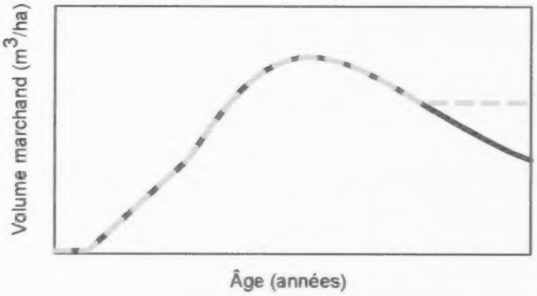


Figure 4. Courbe *actuelle d'évolution* d'une pessière noire dont un plateau a été fixé à 80 % du sommet.

Ventilation de la courbe *actuelle d'évolution* par essence

Les groupes d'essences de la courbe *actuelle d'évolution* (tableau 2) sont ventilés afin d'obtenir une courbe par essence (figure 5). Ainsi, les données par groupe d'essences sont réparties en essences en fonction de leur représentativité au sein du groupe de strates selon l'inventaire. La proportion de chaque essence est maintenue sur tout l'horizon de la courbe.

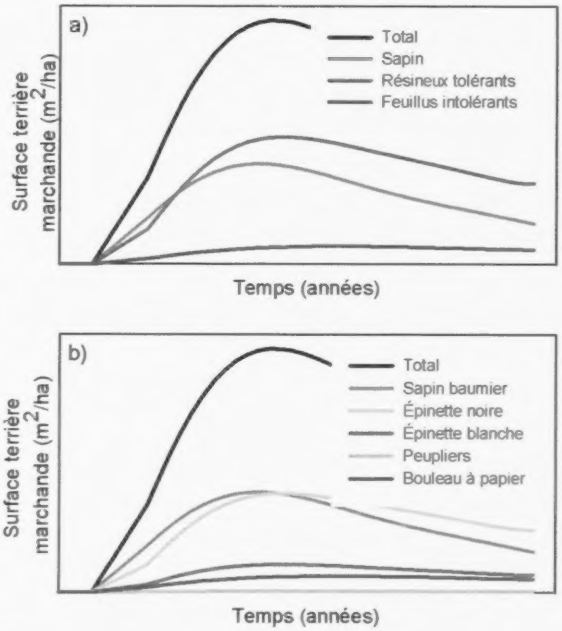


Figure 5. Courbe *actuelle d'évolution* par groupes d'essences (a) ventilée par essence (b).

Positionnement des strates sur leur courbe *actuelle d'évolution*

Les strates d'aménagement sont positionnées sur leur courbe *actuelle d'évolution*. La méthode diffère selon la hauteur des arbres de la strate. Les strates d'aménagement de 7 m et plus de hauteur conservent la position sur l'axe des « x » attribuée lors de l'agencement (se référer à la section *Production des courbes de croissance des placettes*; figure 6). Les strates de moins de 7 m de hauteur[14] sont positionnées selon leur âge (nombre d'années écoulées depuis la dernière perturbation totale ou classe d'âge de l'appellation cartographique).

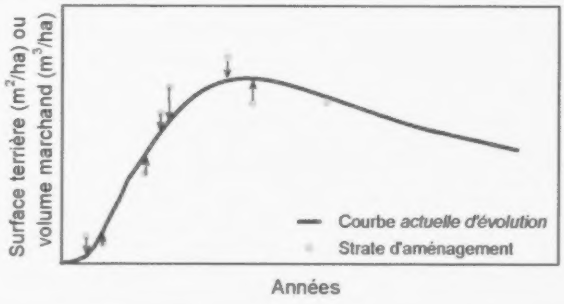


Figure 6. Positionnement des strates d'aménagement sur la courbe *actuelle d'évolution* de leur groupe de strates.

[13] Valeur fixée de façon arbitraire, revue dans Garêt et al. (2009).

[14] Ces strates se trouvent essentiellement dans les types de forêt touchés par des perturbations totales (ex. : coupe totale, brûlis). L'évolution de ces types de forêt est généralement modélisée avec NATURA-2009.

Précision du volume des courbes

L'analyse de la précision porte sur l'écart entre le volume total inventorié d'une strate d'aménagement[15] et son volume selon sa position sur sa courbe *actuelle d'évolution*. Cet écart est occasionné par l'utilisation d'une courbe moyenne pour un groupe de strates. Ceci entraîne, pour certaines strates, une surestimation du volume de l'inventaire et, pour d'autres, une sous-estimation. L'objectif est que l'écart moyen[16] soit inférieur à 3 % (en valeur absolue) à l'échelle de l'unité d'aménagement. Pour l'ensemble des 71 unités d'aménagement, le volume est surestimé de 0,93 %. Une unité d'aménagement a un écart supérieur à 3,1 % (figure 7).

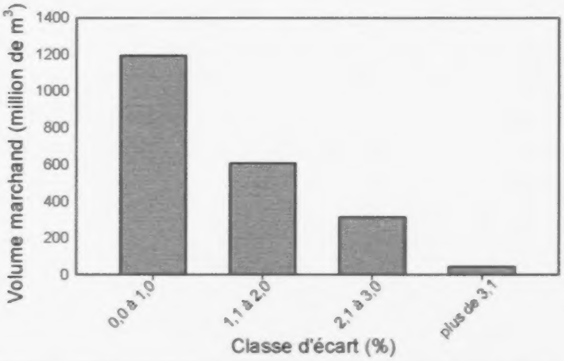


Figure 7. Répartition des volumes par classe d'écart entre le volume total inventorié des strates d'aménagement et leur volume total prévu par les courbes *actuelles d'évolution*.

Courbe *effets de traitement*

La courbe *effets de traitement* fait évoluer une strate à la suite de l'application d'un traitement sylvicole dans le calcul. Le processus d'élaboration des courbes *effets de traitement* et la méthode de positionnement de la strate traitée sur cette dernière (position de retour[17]) dépendent du type de forêt et du traitement sylvicole. Les courbes *effets de traitement* utilisées dans le calcul sont de trois types :

- la courbe *actuelle d'évolution* sélectionnée parmi les courbes existantes;
- la courbe produite à l'aide du modèle de prélèvement de ARTÉMIS-2009;
- la courbe de plantation.

Courbe *actuelle d'évolution* existante

Pour les groupes de strates résineux, résineux à feuillus intolérants et feuillus intolérants, la courbe *effets de traitement* est sélectionnée parmi les courbes *actuelles d'évolution* existantes. En fonction de la composition avant traitement (ex. : épinette noire), de la végétation potentielle de la strate (ex. : RS2) et du scénario sylvicole, le choix de la courbe attribuée à la suite de l'application du traitement est établi à l'aide du modèle de succession forestière SUCCÈS-2009[18], des données de suivi après intervention sylvicole et de l'expertise des analystes. Ce type de courbe est attribué à la suite d'un traitement d'éducation au stade gaulis, d'une coupe totale[19] ou d'une coupe avec protection des petites tiges marchandes. Le positionnement de la strate sur ce type de courbe est déterminé en fonction de l'âge.

La courbe *actuelle d'évolution* sélectionnée pour construire la courbe *effets de traitement* peut également être modifiée afin de traduire les effets de certaines coupes partielles sur l'évolution des strates. Deux formes sont utilisées : la courbe parallèle et la courbe proportionnelle[20] (figure 8).

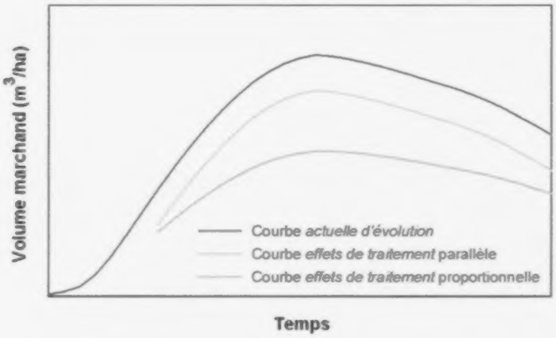


Figure 8. Courbes *effets de traitement* parallèle et proportionnelle obtenues par la modification d'une courbe *actuelle d'évolution*.

La courbe parallèle

La courbe parallèle est utilisée pour représenter un maintien de l'accroissement annuel moyen en volume (m^3/ha/an) du peuplement après traitement (puisque les courbes d'évolution du volume demeurent parallèles). Cette courbe traduit une augmentation de l'accroissement en diamètre des arbres résiduels de façon à compenser pour les arbres coupés. La courbe parallèle est utilisée pour l'éclaircie commerciale.

[15] Volume toutes essences basé sur l'ensemble des placettes d'inventaire de la strate.
[16] Moyenne de l'écart pour chacune des strates d'aménagement, pondérée par les superficies des différentes strates.
[17] Se référer aux traitements sylvicoles du chapitre 3 pour en apprendre davantage sur les positions de retour après traitement.
[18] SUCCÈS-2009 est un modèle de prévision de la succession forestière après une perturbation ou une intervention majeure (Auger et al. 2011).
[19] Incluant la coupe finale de la coupe progressive régulière.
[20] Ces formes de courbe sont expliquées dans Comité consultatif scientifique du manuel d'aménagement forestier (2003).

La courbe proportionnelle

La courbe proportionnelle est utilisée pour représenter un accroissement annuel moyen en volume (m^3/ha/an) du peuplement qui est inférieur après le traitement. Cette courbe traduit le maintien de l'accroissement en diamètre des arbres résiduels, sans compenser pour les arbres coupés. La courbe proportionnelle est utilisée pour certaines coupes d'ensemencement des coupes progressives.

Courbe du modèle de prélèvement de ARTÉMIS-2009

Le modèle de prélèvement de ARTÉMIS-2009 simule un traitement de coupe partielle des strates de feuillus tolérants, des sapinières à bouleaux jaunes, des cèdrières, des pinèdes et des prucheraies (tableau 1). Ce modèle est élaboré pour huit traitements sylvicoles génériques de coupe partielle[21]. Il détermine la probabilité de prélèvement de chacune des tiges en fonction de l'essence, du diamètre à hauteur de poitrine et du traitement. À partir de la nouvelle table de peuplement de la strate traitée, ARTÉMIS-2009 génère la courbe *effets de traitement*. Aux fins du calcul, cette approche est utilisée pour produire les courbes *effets de traitement* de l'éclaircie commerciale, des certaines coupes d'ensemencement des coupes progressives régulière et irrégulière et de la coupe de jardinage. Le positionnement de la strate sur ce type de courbe est déterminé en fonction de la surface terrière ou du volume après le traitement. Ainsi, le pourcentage de prélèvement correspond à la différence entre la surface terrière de la strate avant le traitement et la surface terrière à la position de retour sur sa courbe *effets de traitement*[22].

Courbe de plantation

Les courbes de plantation sont spécifiques à chaque combinaison d'essence, d'indice de qualité de station et de densité de mise en terre utilisée dans le calcul des possibilités forestières[23]. Ces courbes sont générées par les modèles de Prégent et al. (1996) pour l'épinette noire, Prégent et al. (2010) pour l'épinette blanche et Bolghari et Bertrand (1984) pour le pin blanc, le pin rouge et le pin gris. Ces modèles sont valides pour la période couverte par les observations terrains, soit jusqu'à 30 ou 65 ans selon l'essence. Au-delà de la période couverte par ces données, les courbes sont extrapolées à l'aide d'un modèle de régression[24].

[21] Coupe d'amélioration, coupe d'éclaircie, coupe de jardinage avant 1997, coupe de jardinage de 1997 à 2004, coupe de jardinage après 2004, coupe progressive, éclaircie commerciale, éclaircie sélective; Annexe II dans Poulin (2013).

[22] Cette notion de « retours multiples » est expliquée plus en détail dans Poulin (2013).

[23] Les IQS et les courbes sont présentés au fascicule 3.1 – Plantation.

[24] La méthode d'extrapolation de la courbe, une adaptation de la méthode de Pothier et Savard (1998), est expliquée dans Poulin (2013).

Références

Auger, I., M. Fortin, D. Pothier et J.-P. Saucier. 2011. Une nouvelle génération de modèles de prévision pour les forêts du Québec. Avis de recherche forestière, n° 32, octobre 2011, 2 p. http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Auger-Isabelle/Avis32.pdf (consultée le 15 juin 2012)

Bolghari, H.A. et V. Bertrand. 1984. Tables préliminaires de production des principales essences résineuses plantées dans la partie centrale du sud du Québec. Mémoire n° 79. Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, Service de la recherche, Québec, Qc, 392 p.

Comité consultatif scientifique du manuel d'aménagement forestier. 2003. Éclaircie commerciale pour le groupe de production prioritaire SEPM. Avis scientifique. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 79 p.

Fortin, M. et L. Langevin. 2010. ARTÉMIS-2009 – Un modèle de croissance basé sur une approche par tiges individuelles pour les forêts du Québec. Mémoire de recherche forestière n° 156. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 48 p. http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Fortin-Mathieu/Memoire156.pdf (consultée le 15 juin 2012)

Fortin, M., J. DeBlois, S. Bernier et G. Blais. 2007. Mise au point d'un tarif de cubage général pour les forêts québécoises : une approche pour mieux évaluer l'incertitude associée aux prévisions. The Forestry Chronicle, 83(5) : 754-765.

Fortin, M., S. Bernier, J.-P. Saucier et F. Labbé. 2009. Une relation hauteur-diamètre tenant compte de l'influence de la station et du climat pour 20 espèces commerciales du Québec. Mémoire de recherche forestière n° 153. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 22 p.

Garêt, J., D. Pothier et M. Bouchard. 2009. Predicting the long-term yield trajectory of black spruce stands using time since fire. Forest Ecology and Management, 257 : 2189-2197.

Pothier, D. et I. Auger. 2011. NATURA-2009 – Un modèle de prévision de la croissance à l'échelle du peuplement pour les forêts du Québec. Mémoire de recherche forestière n° 163. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 76 p. http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Auger-Isabelle/Memoire163.pdf (consultée le 15 juin 2012)

Pothier, D. et F. Savard. 1998. Actualisation des tables de production pour les principales espèces forestières du Québec. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 183 p.

Poulin, J. 2013. Création des courbes d'évolution. Calcul des possibilités forestières 2013-2018. Bureau du forestier en chef, Roberval, Qc, 53 p. http://forestierenchef.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/2012/12/BFEC_CreationCourbes.pdf (consulté le 30 octobre 2013)

Prégent, G., V. Bertrand et L. Charrette. 1996. Tables préliminaires de rendement pour les plantations d'Épinette noire au Québec. Mémoire de recherche forestière n° 118. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 88 p.

Prégent, G., G. Picher et I. Auger. 2010. Tarif de cubage, tables de rendement et modèles de croissance pour les plantations d'épinette blanche au Québec. Mémoire de recherche forestière n° 160. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 82 p.

Évolution des strates

Rédaction : Julie Poulin, biol., M.Sc.
Collaboration : Marie-Josée Blais, ing.f., M.Sc. (BFEC), Toma Guillemette, ing.f., M.Sc. (BFEC) et Daniel Pin, ing.f., M.Sc. (BFEC).
Révision : Isabelle Auger, Stat. ASSQ, M.Sc. (MRN), Marilou Beaudet, biol., Ph.D. (MRN), Mathieu Fortin, ing.f., Ph.D. (MRN), Daniel Mailly, ing.f., Ph.D. (MRN) et David Pothier, ing.f., Ph.D. (U. Laval).

Référence à citer : Poulin, J. 2013. Évolution des strates. Fascicule 2.4. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 55-61.

2.5 Variables de suivi

Crédit photo : Sylvain Chouinard

Les variables de suivi permettent de faire le portrait évolutif des volumes récoltés, des interventions sylvicoles réalisées et de leurs effets sur les caractéristiques forestières. Elles sont requises pour définir la *fonction objectif* et les *contraintes à l'optimisation*. Elles sont également essentielles à l'intégration de plusieurs objectifs d'aménagement. L'élaboration de la plupart des variables de suivi nécessite des données fournies par les courbes d'évolution.

Description

Les variables de suivi[1] servent à faire le portrait évolutif de différentes composantes de la forêt aménagée. D'une part, elles permettent de décrire différents éléments de la stratégie d'aménagement, tels que les volumes récoltés par essence ou les superficies touchées par chaque traitement sylvicole. D'autre part, elles permettent de décrire les caractéristiques biophysiques du territoire forestier qui évoluent sous l'effet des interventions sylvicoles (ex. : composition végétale, structure d'âge de la forêt). Ces différentes variables de suivi mesurent le respect de seuils ou de cibles d'indicateurs liés à des objectifs de production ligneuse, économiques, environnementaux, fauniques ou sociaux (ex. : figure 1). Afin de forcer le respect de ces seuils et de ces cibles, ces derniers sont intégrés sous forme de *contraintes à l'optimisation*[2]. Les variables de suivi permettent d'évaluer le respect d'engagements gouvernementaux (ex. : futur règlement d'aménagement durable des forêts, stratégie d'aménagement durable des forêts) ainsi que d'objectifs régionaux et locaux d'aménagement durable des forêts.

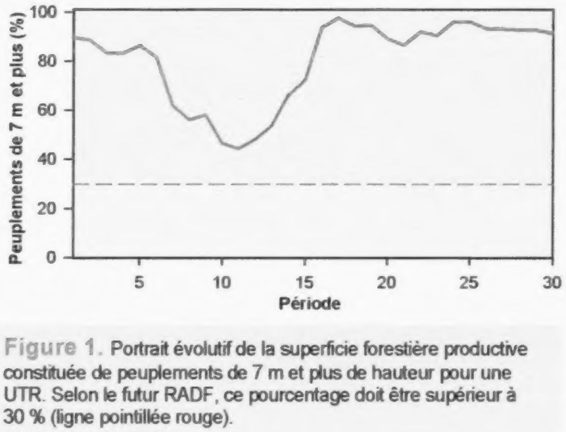


Figure 1. Portrait évolutif de la superficie forestière productive constituée de peuplements de 7 m et plus de hauteur pour une UTR. Selon le futur RADF, ce pourcentage doit être supérieur à 30 % (ligne pointillée rouge).

[1] Les « variables de suivi » réfèrent aux « outputs » dans WOODSTOCK.
[2] Se référer au fascicule 1.5 – Optimisation.

Élaboration des variables

Les variables de suivi sont compilées par période[3] et sont de deux types (tableau 1). Le premier est une compilation de superficies; par exemple, la superficie récoltée par traitement sylvicole. Le second nécessite de multiplier une donnée évolutive par une superficie. Par exemple, le volume d'une strate est obtenu par la multiplication du volume à l'hectare de la strate par sa superficie.

Les variables évolutives correspondent principalement aux variables des courbes d'évolution. Ces dernières sont, par exemple, le volume marchand, la surface terrière marchande et l'âge de la strate[4]. Elles sont disponibles par essence[5] ou par groupe d'essences.

D'autres variables évolutives s'ajoutent à ces dernières. La plupart sont construites en utilisant les variables des courbes d'évolution. Par exemple, la compilation des superficies à dominance résineuse est basée sur l'analyse de la surface terrière des résineux par rapport à la surface terrière totale. Les autres variables évolutives sont construites à l'aide d'autres sources d'information. Par exemple, l'évaluation des aires équivalentes de coupe est basée sur des valeurs qui évoluent en fonction du temps depuis la perturbation[6].

Deux types de portrait peuvent être obtenus lors des compilations (tableau 1) :

- portrait des « actions » – Compilation des traitements sylvicoles réalisés au cours d'une période.
- portrait des « inventaires » – Compilation des superficies en fonction des caractéristiques des strates au début ou à la fin de la période.

[3] Une période correspond à 5 années. La compilation peut s'appliquer sur une portion ou sur l'ensemble de l'horizon de calcul.
[4] La liste complète des variables des courbes d'évolution se trouve au fascicule 2.4 – Évolution des strates.
[5] Les données sont disponibles uniquement pour certaines essences.
[6] Se référer au fascicule 4.12 – Milieu aquatique pour le taux régressif des effets de la coupe (TREC) utilisé lors du calcul de l'aire équivalente de coupe. Ce taux provient des études sur les effets des coupes sur les débits de pointe.

Tableau 1. Exemples de variables de suivi, selon le type de portrait et le type de variable.

Exemple de variables de suivi	Type de variable	Type de portrait
Superficie récoltée par traitement sylvicole au cours de la période	Superficie	Actions
Volume récolté par essence au cours de la période	Superficie et données évolutives	Actions
Superficie admissible à la récolte par traitement sylvicole au début de la période	Superficie	Inventaires
Volume sur pied par essence à la fin de la période	Superficie et données évolutives	Inventaires

Superficie de référence

La superficie de référence utilisée pour la compilation des données correspond à l'ensemble du territoire d'analyse[7] ou à une portion de celui-ci. Cette superficie de référence est précisée à l'aide de différents thèmes, dont les plus fréquemment utilisés sont :

- famille de courbes – La compilation des données est réalisée pour un sous-ensemble de strates ayant une même composition, une même végétation potentielle ou un même scénario sylvicole (ex. : compilation des types de forêt « bétulaies jaunes »).
- indicateur du dernier traitement sylvicole – La compilation des données est réalisée pour un sous-ensemble de strates sélectionnées en fonction du dernier traitement appliqué (ex. : compilation des strates « vieilles » traitées par coupe partielle[8]).
- inclus ou exclus aux variables de suivi – La compilation des données est réalisée sur une partie de la superficie du territoire d'analyse selon la productivité forestière et le mode de gestion. Les différentes catégories de superficies de référence pour les compilations sont :
  - INC : superficie incluse aux actions et aux variables de suivi (ex. : superficie forestière productive où la récolte est permise);
  - EXIN : superficie exclue des actions et incluse aux variables de suivi (ex. : superficie forestière productive contenue dans les aires protégées);
  - EXEX : superficie exclue des actions et généralement exclue des variables de suivi (ex. : plans d'eau);
  - EXTI : superficie improductive généralement exclue des actions et des variables de suivi (ex. : dénudés secs, dénudés humides, aulnaies);
  - EXHU : superficie hors unité d'aménagement, exclue des actions et généralement exclue des variables de suivi (ex. : terres privées).

  Les superficies INC et EXIN sont regroupées lorsque la compilation vise l'ensemble de la superficie forestière productive du territoire d'analyse.
- entités territoriales – Plusieurs autres thèmes, regroupés sous ce libellé, réfèrent à des entités territoriales intégrées à l'étape de la cartographie (ex. : unité territoriale de référence, compartiment d'organisation spatiale, unité territoriale d'analyse, encadrement visuel, bassin versant, aménagement faunique, territoire faunique structuré, aire de trappe)[7].

Ventilation des résultats

Les résultats de la compilation peuvent être ventilés en fonction de chaque valeur d'un thème. Par exemple, une ventilation par unité territoriale de référence (UTR) permet d'obtenir la superficie forestière productive en peuplements de 7 m et plus de hauteur pour chaque UTR d'une unité d'aménagement.

Exemples de variables de suivi

La majorité des variables de suivi intégrées au calcul pour la période 2013-2018 peuvent être classées en trois grandes catégories :

- volumes de matière ligneuse – Ces variables de suivi permettent d'évaluer les volumes marchands de matière ligneuse sur pied, admissibles à la récolte ou récoltés. Ces volumes peuvent être compilés par essence ou groupe d'essences. Les variables relatives aux volumes récoltés sont utilisées à l'étape de l'optimisation afin d'évaluer la possibilité forestière à rendement soutenu[9].
- traitements sylvicoles – Ces variables de suivi concernent l'application des traitements sylvicoles. Elles permettent de compiler les superficies ou les volumes admissibles à chaque traitement. Elles permettent également d'obtenir le portrait des traitements réalisés ainsi que des volumes récoltés par traitement.
- indicateurs d'aménagement durable des forêts – Ces variables de suivi visent à mesurer l'état de différents indicateurs[10]. Les variables économiques permettent de compiler les coûts de la stratégie d'aménagement et d'analyser la rentabilité économique de la stratégie[11]. Les autres variables de suivi permettent de suivre l'état d'indicateurs forestiers (ex. : superficie des peuplements en fonction de la hauteur ou de l'âge) relatifs à des enjeux de production ligneuse, environnementaux, fauniques ou sociaux.

[7] Se référer au fascicule 2.1 – Cartographie. Le territoire d'analyse comprend toute la superficie incluse dans le périmètre d'une unité d'aménagement ainsi que les entités territoriales soustraites au calcul, c'est-à-dire celles où la récolte de matière ligneuse est interdite ou impossible.

[8] Se référer au fascicule 4.1 – Structure d'âge.

[9] Se référer au fascicule 1.3 – Rendement soutenu et au fascicule 2.6 – Optimisation.

[10] Se référer aux fascicules du chapitre 4.

[11] Se référer au fascicule 4.14 – Rentabilité économique.

Variables de suivi

Tableau 2. Exemples de variables de suivi utilisées au calcul. Selon la variable, la superficie peut être compilée sur l'ensemble du territoire d'analyse ou être précisée en fonction de différents thèmes (« superficie de référence »). De plus, les résultats peuvent porter sur la superficie de référence totale ou être ventilés en fonction de chaque valeur d'un thème (« ventilation des résultats »).

Catégorie Variable de suivi	Superficie de référence	Ventilation des résultats
Volume de matière ligneuse		
Volume récolté, par essence ou groupe d'essences	Superficie incluse aux actions et aux variables de suivi (INC) Superficie de certains groupes de strates	Unité d'aménagement
Traitement sylvicole		
Superficie traitée par traitement sylvicole	Superficie incluse aux actions et aux variables de suivi (INC)	Unité d'aménagement
Indicateur d'aménagement durable des forêts		
Structure d'âge		
Superficie de vieilles forêts	Superficie forestière productive (INC et EXIN)	Unité territoriale d'analyse
Cerf de Virginie		
Superficie de peuplements *abri*	Superficie forestière productive (INC et EXIN) Superficie des ravages	Ravage ou par compartiment
Paludification		
Superficie récoltée	Superficie incluse aux actions et aux variables de suivi (INC) Superficie des strates paludifiées (ex. : RE3)	Unité d'aménagement
Milieu aquatique		
Aire équivalente de coupe	Superficie totale (INC, EXIN, etc.) Superficie des bassins versants	Bassin versant
Rentabilité économique		
Coûts de la stratégie sylvicole	Superficie incluse aux actions et aux variables de suivi (INC)	Unité d'aménagement
Qualité visuelle des paysages		
Superficie de peuplements en régénération	Superficie forestière productive (INC et EXIN) Superficie des encadrements visuels	Encadrement visuel

Le tableau 2 présente des exemples de variables de suivi pour chacune de ces catégories. Généralement, les variables concernant le volume de matière ligneuse et les traitements sylvicoles sont compilées sur les superficies incluses aux actions (INC). Dans le cas des indicateurs d'aménagement durable des forêts, la superficie de référence varie en fonction de l'objectif d'aménagement et de l'indicateur. La plupart des indicateurs environnementaux ou sociaux requièrent une compilation de l'ensemble de la superficie forestière productive (INC et EXIN). De plus, les résultats des compilations sont généralement ventilés par entité territoriale (ex. : par unité territoriale d'analyse, par encadrement visuel).

Rédaction : Antoine Nappi, biol., Ph.D. et Julie Poulin, biol., M.Sc.
Collaboration : Simon Guay, ing.f., BFEC.
Révision : François Plante, ing.f., BFEC.

Référence à citer : Nappi, A. et J. Poulin. 2013. Variables de suivi. Fascicule 2.5. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 63-65.

2.6 Optimisation

Le calcul des possibilités forestières se résout par optimisation. Un modèle de programmation linéaire traduit la stratégie d'aménagement. La *fonction objectif* vise à maximiser le volume de bois récolté. Les objectifs d'aménagement et les contraintes réglementaires sont des *contraintes à l'optimisation*. Le résultat de l'optimisation est un calendrier d'interventions.

Crédit : Bureau du forestier en chef

Description

Le calcul des possibilités forestières est un exercice de modélisation. La modélisation à long terme de l'évolution de la forêt en fonction des effets de l'aménagement se fait par programmation linéaire[1]. La résolution du calcul se fait par optimisation[1] : la stratégie d'aménagement qui permet une possibilité forestière maximale tout en respectant l'atteinte des autres objectifs d'aménagement durable est recherchée. L'optimisation implique que soient définies *des variables décisionnelles*, une *fonction objectif* et des *contraintes à l'optimisation* (encadré 1).

La complexité et la vitesse de résolution du calcul dépend du nombre de *variables décisionnelles* et de *contraintes à l'optimisation* intégrées au modèle. Le principe de parcimonie[2] s'applique dans le choix des éléments de la stratégie à modéliser, ceci pour assurer que le calcul demeure un outil d'aide à la décision qui soit efficace. Un modèle trop simple ne permet pas de bien comprendre la complexité du système tandis qu'un modèle trop complexe conduit à trop d'incertitudes, de difficultés d'interprétation et une lenteur d'exécution.

Définir les *variables décisionnelles* du modèle

Les *variables décisionnelles* du calcul décrivent quelles superficies forestières peuvent être récoltées par quel traitement, où et quand[3]. Elles représentent les choix de récolte possibles considérant les groupes de strates, les scénarios sylvicoles et les entités territoriales d'une unité d'aménagement. Le nombre de ces éléments a un effet multiplicateur sur la quantité de *variables décisionnelles* à traiter dans un calcul. Un calcul peut impliquer des milliers de *variables décisionnelles* considérant qu'une unité d'aménagement peut comporter des dizaines de groupes de strates, un à trois scénarios sylvicoles par groupe de strates et de nombreuses entités territoriales[4].

La *fonction objectif*

La *fonction objectif* du calcul est formulée selon la valeur à optimiser (encadré 1). Aux fins du calcul des possibilités forestières 2013-2018, la valeur à optimiser est le volume de bois total (toutes essences) récolté[5]. Cette valeur est obtenue en trouvant la combinaison de superficies récoltées qui génèrent le plus grand volume de bois. Un ensemble de *contraintes à l'optimisation*, dont celles liées à l'obligation de rendement soutenu[6], balisent la résolution de la *fonction objectif*.

Les *contraintes à l'optimisation*

Les objectifs d'aménagement[7] et les restrictions d'ordre budgétaire, opérationnel ou réglementaire[8] peuvent être intégrés dans le modèle sous forme de *contraintes à l'optimisation*. En programmation linéaire, ces contraintes balisent la recherche de la solution optimale en définissant une zone de faisabilité (encadré 1). Plus le modèle comprend de *contraintes*, plus la zone de faisabilité est restreinte et moins de solutions sont possibles.

---

1 Les logiciels WOODSTOCK (Remsoft 2006) et MOSEK (APS 2013) sont utilisés pour construire le modèle par programmation linéaire et pour le résoudre, respectivement.

2 Se référer à la démonstration de Kimmins et al. (2008) : un modèle doit être « aussi simple que possible, mais aussi complexe que nécessaire ».

3 Les superficies aménagées selon tel traitement sylvicole, pour tel groupe de strates et pour telle entité territoriale réfèrent aux « types de développement » dans WOODSTOCK.

4 Se référer au fascicule 2.1 – Cartographie.

5 Plus précisément, la *fonction objectif* intégrée dans WOODSTOCK cherche à maximiser ce volume sur la base d'un maximum possible à la période critique.

6 Se référer au fascicule 1.3 – Rendement soutenu.

7 Se référer aux fascicules du chapitre 4 sur les objectifs d'aménagement.

8 Se référer au futur Règlement sur l'aménagement durable des forêts (MRNF 2010).

Encadré 1 – Modéliser par programmation linéaire : un exemple

Définition du problème

Un agriculteur veut obtenir un revenu d'appoint en exploitant le boisé derrière son champ. Quel est le revenu maximal qu'il peut tirer cette année compte tenu qu'il ne veut pas allouer plus de la moitié de son temps à l'aménagement de sa forêt?

Données de base

	Plantation de pin rouge	Érablière
Superficie forestière	40 ha	50 ha
Revenu	90 $/ha	120 $/ha
Effort requis	2 j/ha	3 j/ha

Modélisation du problème

Définir les *variables décisionnelles*

Ces variables permettent d'exprimer mathématiquement l'objectif (trouver le revenu maximal) et les contraintes (superficies et temps). Dans cet exemple, le revenu est généré par les superficies aménagées. Ainsi, les *variables décisionnelles* sont :

X_1 = hectares de plantation de pin rouge

X_2 = hectares d'érablière

Définir la *fonction objectif*

La *fonction objectif* est l'équation qui met en relation les *variables décisionnelles* et leurs coefficients déterminants de la valeur à optimiser. Dans cet exemple, les superficies sont multipliées par les revenus à l'hectare afin d'obtenir un revenu maximal, soit :

$$\text{Revenu} = 90\ X_1 + 120\ X_2$$
$$(\$) = (\$/\text{ha})^*(\text{ha}) + (\$/\text{ha})^*(\text{ha})$$

Définir les *contraintes à l'optimisation*

Les *contraintes à l'optimisation* limitent les valeurs possibles des *variables décisionnelles* pour atteindre l'objectif. Dans cet exemple, deux *contraintes* doivent être respectées :

1) Les superficies aménagées ne peuvent dépasser les superficies disponibles, soit :

$X_1 \leq 40$ ha de plantation de pin rouge

$X_2 \leq 50$ ha d'érablière

2) Le temps consacré à l'aménagement ne peut dépasser 180 jours par année, soit :

$$2\ X_1 + 3\ X_2 \leq 180$$
$$(\text{j/ha})^*(\text{ha}) + (\text{j/ha})^*(\text{ha}) \quad (\text{j})$$

La matrice

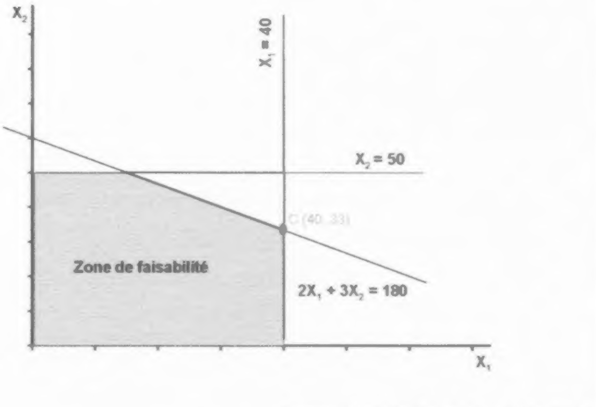
Les *variables décisionnelles*, la *fonction objectif* et les *contraintes à l'optimisation* sont représentées par une matrice de programmation linéaire. Les colonnes représentent les *variables décisionnelles* et les lignes, la *fonction objectif* et les *contraintes à l'optimisation*. Les valeurs inscrites dans la matrice sont les paramètres des équations linéaires.

Fonction objectif et *contraintes à l'optimisation*	Variables décisionnelles		
	X1	X2	
Revenu	90	120	
Superficie de plantation	1		≤ 40 ha
Superficie d'érablière		1	≤ 50 ha
Temps	2	3	≤ 180 j

Zone de faisabilité

L'ensemble des solutions réalisables constitue la zone de faisabilité. Elle est délimitée par le croisement des *contraintes à l'optimisation*. La solution optimale se trouve à l'une des extrémités de la zone de faisabilité. La représentation graphique est facile lorsque le problème à résoudre est limité à deux ou trois *variables décisionnelles*. Or, un calcul des possibilités forestières peut comporter des milliers de *variables décisionnelles*.

Dans cet exemple, la solution optimale est représentée par le « C » sur le graphique. Le revenu maximal que peut tirer l'agriculteur, compte tenu des contraintes, est de 7 600 $.



Source : Adapté de Buongiorno et Gilles (2003).

La zone de faisabilité est d'autant plus restreinte lorsque les contraintes sont rigides. Par exemple, une contrainte d'égalité est plus contraignante qu'un seuil à ne pas dépasser. À l'extrême, la zone de faisabilité peut devenir tellement limitée que le recours à l'optimisation perd de sa pertinence; il n'y a qu'une solution possible. Or, l'optimisation est avantageuse lorsque plusieurs solutions sont possibles.

Par ailleurs, certaines *contraintes à l'optimisation* peuvent s'avérer incompatibles avec l'état actuel de la forêt et conduire à une solution infaisable. Par exemple, une solution infaisable survient lorsque la proportion de vieilles forêts est en deçà du seuil à respecter dès la première période. Un scénario d'évolution naturelle théorique ou une programmation par objectif permet d'établir des *contraintes* réalisables.

Le scénario d'évolution naturelle théorique[9] est réalisé avant d'intégrer une *contrainte* au modèle afin de détecter

[9] Ce scénario fait évoluer la forêt sans interventions forestières.

les périodes où l'évolution de la forêt ne permet pas de respecter les seuils de la *contrainte* examinée. La *contrainte* peut alors être modulée avant d'être intégrée au modèle. Par exemple, un seuil de vieilles forêts impossible à respecter à la première période peut être reporté à une période subséquente.

La programmation par objectif[10] permet de convertir une *contrainte* en cible. Par exemple, cette programmation peut être utilisée lorsque l'objectif est d'augmenter de manière constante les superficies aménagées de façon intensive, mais que la cible ne peut être atteinte à certaines périodes. Ainsi, la programmation par objectif permet de déterminer les superficies les plus proches de la cible qu'il est possible de prévoir à ces périodes.

Compte tenu de ces limites, le principe de parcimonie s'applique également dans le choix des *contraintes* à inclure dans le modèle. Les *contraintes* intégrées en priorité dans le modèle sont celles reliées aux restrictions d'ordre réglementaire, budgétaire ou opérationnel ou à des objectifs d'aménagement critiques pour assurer un aménagement durable. Pour alléger la résolution du modèle, certains objectifs d'aménagement moins critiques ne sont pas intégrés comme *contrainte à l'optimisation*, mais font l'objet de suivi[11].

Le résultat : un calendrier d'interventions optimal

La résolution du modèle produit un calendrier d'interventions forestières optimal[12], soit celui qui maximise les volumes de bois possibles de récolter tout en respectant le rendement soutenu et autres contraintes. Le calendrier prend la forme d'une liste de superficies à récolter par traitement et par groupe de strates et ce, pour chacune des entités territoriales et chacune des périodes que couvre le calcul (30 périodes, 150 ans). Ce calendrier est de portée stratégique : il considère l'échelle du groupe de strates et un long horizon temporel.

Pour une mise en œuvre opérationnelle, à l'échelle du peuplement et à court terme (ex. : 5 ans), des analyses complémentaires accompagnent les résultats du calcul.

Références

Bettinger, P., K. Boston, J.P. Siry et D.L. Grebner. 2009. Forest management and planning. Academic Press, Londres, UK, 331 p.

Buongiorno, J. et J.K. Gilles. 2003. Decision method for forest resource management. Academic Press, Londres, UK, 439 p.

Kimmins, J.P., J.A. Blanco, B. Seely, C. Welham et K. Scoullar. 2008. Complexity in modelling forest ecosystems: How much is enough? Forest Ecology and Management, 256 : 1646-1658.

MRNF. 2010. Consultation sur l'aménagement durable des forêts du Québec : document de consultation publique – Stratégie d'aménagement durable des forêts et modalités proposées pour le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts. Gouvernement du Québec, Québec, Qc, 104 p. http://consultation-adf.mrn.gouv.qc.ca/pdf/document-consultation-adf.pdf (consulté le 29 juillet 2013)

MOSEK ApS. 2013. The MOSEK optimization tools manual. Version 6.0 (Revision 148). Danemark, 401 p. http://docs.mosek.com/6.0/tools.pdf (consulté le 23 octobre 2013)

Remsoft. 2006. WOODSTOCK Modeling reference v 2006.8. Remsoft Incorporated, Fredericton, N.-B., 104 p.

Rédaction : Héloïse Rheault, biol., Ph.D.

Collaboration : Jean-François Carle, ing.f., M.Sc. (BFEC), Bruno Cournoyer, ing.f. (BFEC), Frédéric Dufour, ing.f. (BFEC), Claude Fortin, ing.f. (BFEC), Jérôme Garet, ing.f., M.Sc. (BFEC), Jean Girard, ing.f., M.G.P. (BFEC), Simon Guay, ing.f. (BFEC), Gaétan Laberge, ing.f., M.Sc. (DGR), Daniel Pelletier, ing.f. (BFEC), François Plante, ing.f. (BFEC), Maxime Renaud, ing.f., M.Sc. (BFEC) et Richard Tremblay, tech.f. (BFEC).

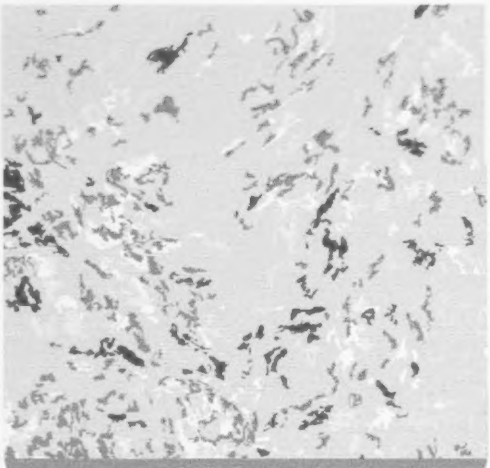
Référence à citer : Rheault, H. 2013. Optimisation. Fascicule 2.6. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 67-69.

[10] Réfère au « Goal programming », Bettinger et al. (2009).

[11] Se référer au fascicule 2.5 – Variables de suivi.

[12] Réfère au « Schedule » dans WOODSTOCK.

2.7 Spatialisation avec STANLEY



Crédit : Bureau du forestier en chef

Le calcul des possibilités forestières comprend une étape de spatialisation avec STANLEY nécessaire à l'intégration des *règles d'adjacence* des récoltes. STANLEY transpose le calendrier d'intervention obtenu à l'étape de l'optimisation aux polygones forestiers de la carte du territoire à aménager. Les *règles d'adjacence* sont traduites par le biais de paramètres de configuration de *blocs* et d'*ouvertures*. Les possibilités forestières sont ajustées en fonction de l'effet de cette spatialisation.

Description

Le calcul des possibilités forestières comprend une étape d'optimisation avec WOODSTOCK suivie d'une étape de spatialisation avec STANLEY. La plupart des contraintes à dimension spatiale peuvent être intégrées au calcul directement à l'étape de l'optimisation avec WOODSTOCK (encadré 1). Cependant, certaines contraintes de dispersion des coupes telles que la superficie maximale d'une coupe d'un seul tenant, la distance entre deux parterres de coupe ou le délai entre deux coupes successives ne sont intégrées au calcul qu'une fois la solution optimale obtenue. Leur intégration se fait par la spatialisation du calendrier d'interventions WOODSTOCK : le calendrier d'interventions obtenu à l'échelle du groupe de strates est alors ramené à l'échelle des polygones[1] de la carte du territoire à aménager. La spatialisation du calendrier d'intervention avec STANLEY est réalisée pour les unités d'aménagement où des *règles d'adjacence* s'appliquent, i.e. dans les secteurs aménagés par la coupe mosaïque, soit les secteurs de la pessière à mousses couverts par l'Entente concernant une nouvelle relation entre le gouvernement du Québec et les Cris du Québec[2], les secteurs de la zone de la sapinière et dans certains secteurs de la zone feuillue[3].

L'effet de la spatialisation

L'effet de la spatialisation se mesure par l'écart entre les volumes de bois récoltés en suivant le calendrier d'interventions optimal et les volumes de bois récoltés une fois celui-ci spatialisé selon les *règles d'adjacence*. Cet effet est évalué sur un horizon de 30 ans[4]. Une baisse des possibilités forestières par rapport à la solution optimale peut être observée, car des superficies considérées récoltables par WOODSTOCK peuvent s'avérer non récoltables par STANLEY.

Selon la répartition des polygones sur le territoire et la sévérité de ces règles, les superficies de récolte prévues initialement par groupe de strates dans WOODSTOCK peuvent diminuer. Par exemple, c'est le cas lorsque les superficies de récolte prévues se répartissent en des polygones trop petits et trop distants pour être tous inclus dans un même secteur d'interventions.

Encadré 1. Intégration des contraintes à dimension spatiale à l'étape de l'optimisation

Les contraintes relatives à des objectifs d'aménagement à dimension spatiale peuvent être intégrées au calcul à l'étape de l'optimisation avec WOODSTOCK. La dimension spatiale est conservée par l'entremise des entités territoriales[5] (ex. : territoire faunique structuré [TFS], unité territoriale de référence [UTR], compartiment d'organisation spatiale [COS]). La référence à ces entités territoriales dans l'élaboration de la stratégie sylvicole et dans la formulation des variables de suivi permet l'intégration d'objectifs d'aménagement relatifs à la localisation d'habitats dans les paysages (ex. : qualité de l'habitat dans les ravages de cerfs de Virginie) ou d'objectifs qui impliquent une ventilation des cibles à une échelle plus fine (ex. : pourcentage de forêts de 7 mètres et plus de hauteur par UTR).

Par ailleurs, une modélisation par aire d'analyse est utilisée pour modéliser une stratégie de récolte par COS[6].

En procédant à l'aide d'une méthode de résolution par itérations[7], STANLEY cherche à faire correspondre le plus possible la solution WOODSTOCK et les polygones forestiers de la carte du territoire (figure 1a). Il est

[1] Plus petite division du territoire, représentant le peuplement forestier.
[2] Se référer au fascicule 4.17 – Cris.
[3] Se référer au futur Règlement sur l'aménagement durable des forêts (MRNF, 2010).
[4] Techniquement, la spatialisation peut être réalisée uniquement sur la première rotation (peuplements qui évoluent sur une courbe *actuelle d'évolution*).
[5] Se référer au fascicule 2.1 – Cartographie.
[6] Se référer au fascicule 4.5 – Organisation spatiale en pessière.
[7] Procédure de calcul de type heuristique pour arriver à une solution préférable (dans ce cas-ci, la plus près possible de la solution optimale).

cependant limité par le fait qu'il fonctionne par polygone entier. Du fait que les polygones ne peuvent être scindés, les superficies par groupe de strates et les superficies des polygones correspondants peuvent présenter des écarts et ce, même si la récolte n'est soumise à aucune *règle d'adjacence*.

Par ailleurs, STANLEY n'intègre pas *a priori* l'ensemble des contraintes présentes dans le modèle de WOODSTOCK. Par conséquent, l'effet des contraintes de spatialisation risque d'être sous-estimé. Pour pallier cette limite, un mécanisme est prévu pour assurer le respect des contraintes de fermeture à la récolte[8] appliquées dans WOODSTOCK aux entités territoriales[9].

Paramètres de spatialisation

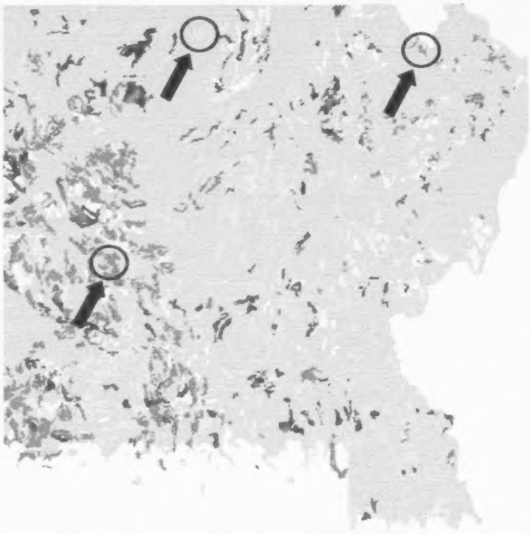
Les *règles d'adjacence* des récoltes sont traduites dans STANLEY par des paramètres de configuration de *blocs* et d'*ouvertures*[10].

Configuration des *blocs*

Un *bloc* est une unité de planification constituée d'un ou de plusieurs polygones soumis à un type de récolte à une période donnée. Trois paramètres de configuration existent pour les blocs :

- *distance adjacente* – Distance maximale entre deux polygones pour qu'ils soient inclus dans un même bloc.
- *superficie minimale* – Superficie minimale d'un regroupement de polygones pour former un bloc.
- *superficie visée* – Superficie désirée des blocs.

La *distance adjacente* et la *superficie minimale* traduisent les seuils à respecter pour que des polygones soient regroupés en un *bloc* de récolte. Les petits polygones isolés perdent leur éligibilité lorsque la *distance adjacente* est petite et que la *superficie minimale* est élevée (figure 1). La *superficie visée* indique à STANLEY la superficie des *blocs* à privilégier pour la recherche de la solution.



a.

b.

Période 1 Période 2 Période 3 Période 4 Période 5

Figure 1. Exemple d'une spatialisation du calendrier d'interventions avec STANLEY : a) la récolte n'est soumise à aucune *règle d'adjacence*; b) la récolte est soumise à des *règles d'adjacence* (*superficie minimale* d'un *bloc* = 5 ha, *superficie maximale d'ouverture* = 100 ha, *délai d'intervention* = 2 périodes).

La spatialisation crée une plus grande agglomération de polygones et une meilleure répartition de la récolte à chacune des périodes. En conséquence, des polygones sont exclus de la récolte (les polygones trop petits et isolés) alors que d'autres sont assignés à une période différente.

---

[8] i.e. périodes de verrou (ex. : fermeture d'une UTR à la récolte jusqu'à ce que la couverture en forêts de 7 m et plus de hauteur atteigne 30 % de la superficie).

[9] L'application STANLOCK.exe, développée par le Bureau du forestier en chef, permet de transposer ces contraintes aux polygones correspondants.

[10] Remsoft (2008).

Configuration des *ouvertures*

Une *ouverture* – ou une mise au calendrier – représente la superficie couverte par des *blocs* en régénération. Les principaux paramètres de configuration pour les *ouvertures* sont les suivants :

- *délai d'intervention* – Nombre de périodes requis avant que des *blocs* voisins puissent être récoltés, sur la base du délai pour atteindre une hauteur déterminée (ex. : 7 m et plus de hauteur).
- *superficie maximale d'ouverture* – Superficie maximale couverte par des *blocs* voisins en régénération.
- *proximité des ouvertures* – Distance minimale à respecter entre deux blocs en régénération (ex. : aucun bloc ne peut être récolté dans un rayon de 144 m d'un autre bloc en régénération).

Le *délai d'intervention* avant la récolte d'un *bloc* voisin a pour effet de disperser les interventions et peut modifier les périodes de récolte prévues au calendrier optimal[11] (figure 1). Certains polygones se trouvent exclus du calendrier puisqu'il n'y a aucune période à leur assigner sans causer de conflit. Pour contrer cet effet, STANLEY cherche à fusionner le plus de *blocs* possible à ouvrir dans une même période. La *superficie maximale d'ouverture* vient limiter ce regroupement. L'augmentation de la distance de *proximité des ouvertures* a pour effet d'empêcher la récolte de *blocs* voisins sur une même période, ce qui a pour effet de réduire les options de récolte d'une période à l'autre et de disperser la récolte.

Applicabilité du résultat

Le résultat obtenu avec STANLEY sert à la planification stratégique : il permet de donner plus de réalisme opérationnel aux projections de volumes de récolte. Les nombreuses solutions cartographiques de STANLEY constituent des itérations permettant à ce dernier de tendre vers la réponse la moins pénalisante (i.e. minimisant les impacts des contraintes spatiales sur la solution optimale préalablement déterminée).

Les cartes produites par STANLEY servent à l'analyse des résultats du calcul : elles sont consultées pour comprendre la sensibilité du calcul aux *règles d'adjacence*. Elles ne peuvent servir à la planification opérationnelle (chantiers de coupe) puisque certains éléments importants ne sont pas considérés dans STANLEY. Par exemple, le réseau routier et les infrastructures requises (ex. : ponceaux, ponts) peuvent influencer grandement le calendrier d'interventions dans un contexte opérationnel.

Références

MRNF. 2010. Consultation sur l'aménagement durable des forêts du Québec : document de consultation publique – Stratégie d'aménagement durable des forêts et modalités proposées pour le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts. Gouvernement du Québec, Québec, Qc, 104 p. http://consultation-adf.mrn.gouv.qc.ca/pdf/document-consultation-adf.pdf (consulté le 29 juillet 2013)

Remsoft. 2008. Tutoriel STANLEY 1 – Comprendre STANLEY. Remsoft Inc. Fredericton, N.-B., 39 p.

Rédaction : Héloïse Rheault, biol., Ph.D.
Collaboration : Jean-François Carle, ing.f., M.Sc. (BFEC), Bruno Cournoyer, ing.f. (BFEC), Frédéric Dufour, ing.f. (BFEC), Claude Fortin, ing.f. (BFEC), Jérôme Garet, ing.f., M.Sc. (BFEC), Jean Girard, ing.f., M.G.P. (BFEC), Simon Guay, ing.f. (BFEC), Gaétan Laberge, ing.f., M.Sc. (DGR), Daniel Pelletier, ing.f. (BFEC), François Plante, ing.f. (BFEC), Maxime Renaud, ing.f., M.Sc. (BFEC) et Richard Tremblay, tech.f. (BFEC).

Référence à citer : Rheault, H. 2013. Spatialisation avec STANLEY. Fascicule 2.7. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 71-73.

[11] Un seuil de déviation maximale peut être assigné lors de la configuration des paramètres généraux de STANLEY.

Traitements sylvicoles

3

3.1 Plantation

Dans le cadre du calcul des possibilités forestières, les variantes de la plantation utilisées sont la plantation uniforme et le regarni. La plantation uniforme augmente la productivité de la strate traitée, par rapport à une strate en régénération naturelle. Le regarni assure le maintien de la productivité de la strate traitée et la composition en essences désirées.

Crédit photo : Ministère des Ressources naturelles

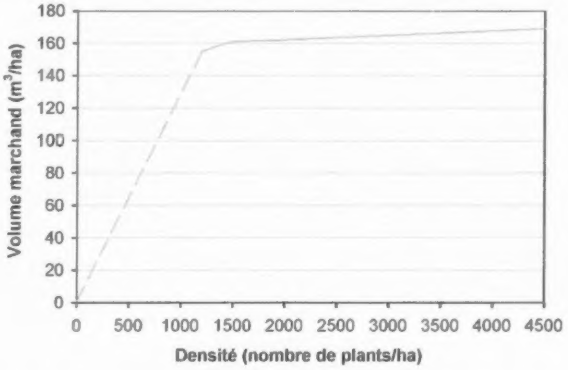
Description

La plantation[1] vise à assurer la reconstitution du couvert forestier lorsque la régénération est déficiente en quantité ou en qualité à la suite d'une perturbation naturelle ou anthropique. Lorsque les conditions de réussite sont réunies, la plantation augmente le rendement de la station par rapport à un peuplement régénéré naturellement[2]. De plus, elle contrôle la composition du peuplement ainsi que la densité et la distribution des arbres. Malgré les efforts de préservation de la régénération naturelle préétablie lors des opérations de récolte, la plantation demeure nécessaire sur environ 20 % des superficies sur lesquelles il y a eu récolte[3].

Deux variantes de la plantation sont utilisées dans le calcul : la plantation uniforme et le regarni. La plantation uniforme consiste à mettre en terre des plants suivant un espacement régulier. Deux densités de mise en terre sont prévues aux fins du calcul : la plantation intensive à 2 000 plants à l'hectare et la plantation de base à 1 600 plants à l'hectare. La maîtrise de la végétation concurrente est assurée par des dégagements en bas âge lorsque nécessaire. De plus, le scénario sylvicole associé à la plantation intensive comporte au moins une éclaircie commerciale. Une densité plus élevée de plants n'augmente pas le volume marchand à la maturité[4] (figure 1), mais a le potentiel d'augmenter la qualité des tiges produites (branches moins grosses, défilement moins prononcé, densité du bois plus élevée).

Le regarni vise le plein boisement d'un peuplement afin d'atteindre une densité ou un coefficient de distribution adéquats.

La majorité des plants mis en terre sont issus de programmes d'amélioration génétique[5]. L'amélioration génétique vise à produire des variétés plus productives et de meilleure qualité par des cycles continus de sélection, de testage et de croisement. La mise en terre sur des stations de bonne qualité ainsi que la maîtrise de la végétation concurrente sont essentielles pour obtenir les gains en volume escomptés[6]. Actuellement, les semences sont principalement issues des vergers à graines de 1ère génération dont les gains en hauteur des plants, par rapport à la population naturelle, sont de 5 à 8 %[5].



Source : Adapté de Prégent et Ménétrier (2009)

Figure 1. Relation entre le volume marchand estimé à 55 ans et la densité d'épinettes noires mises en terre.

[1] La section « description » résume uniquement l'information pertinente pour comprendre les variantes de ce traitement utilisées dans le calcul des possibilités forestières. Pour plus d'information, veuillez consulter Thiffault et al. (2013).
[2] Nyland (2002).
[3] Parent (2010).
[4] Selon les modèles de rendement de plantations uniformes disponibles : Prégent et al. (1996) pour l'épinette noire, Prégent et al. (2010) pour l'épinette blanche, et Bolghari et Bertrand (1984) pour le pin blanc, le pin rouge et le pin gris.

[5] Direction générale des pépinières et des stations piscicoles, compilation interne.
[6] Petrinovic et al. (2009).

Application dans le calcul

La plantation uniforme – intensive (PLi) et de base (PLb) – et le regarni (REG) sont les variantes de la plantation utilisées dans le calcul des possibilités forestières[7]. Elles sont appliquées à la même période que le traitement de récolte. Leurs effets varient en fonction de la variante utilisée, de l'essence mise en terre, de la végétation potentielle et du domaine bioclimatique.

Caractéristiques des strates pour lesquelles le traitement est utilisé

La plantation est utilisée principalement pour les strates traitées par une coupe totale. Elle pourrait aussi s'appliquer à la suite d'une coupe finale des coupes progressives. Elle vise à maintenir ou modifier la composition d'une strate. La PLb et le REG s'inscrivent dans des scénarios sylvicoles de base ou intensifs et la PLi, dans des scénarios intensifs. La plantation uniforme est utilisé pour les strates aménagées selon le régime de la futaie régulière et le REG, de la futaie régulière ou irrégulière. L'identification des types de forêt et des végétations potentielles à traiter repose sur l'analyse des prédictions du modèle de succession forestière SUCCÈS-2009 et des données de suivi des interventions forestières. La plantation uniforme n'est pas appliquée à des strates dont le milieu physique est xérique (« 0 ») ou hydrique (« 7 », « 8 » et « 9 »).

Variables déterminant la période d'application du traitement

Afin de procurer un avantage compétitif aux plants mis en terre, la plantation est appliquée à la même période du calcul que le traitement de récolte (tableau 1), soit lorsque l'âge de la strate est inférieur à 5 ans.

Tableau 1. **Valeur de la variable à l'échelle de la strate déterminant la période d'application de la plantation.**

Variable	Seuil ≥	Seuil =	Seuil ≤
Âge[a] (année)		0	

[a] L'âge est disponible par 5 ans. Une valeur de « 0 » indique que la strate peut être âgée de 0 à 4 ans.

Effets du traitement

Plantation uniforme

La sélection de la courbe *effets de traitement* de la plantation dépend de l'essence mise en terre, de la densité des plants mis en terre (1 600 [PLb] ou 2 000 plants à l'hectare [PLi]) et de l'IQS[8] (tableau 2, figure 2). L'IQS, arrondi au mètre près, est déterminé pour chacune des combinaisons de domaine bioclimatique et de végétation potentielle[9] (tableau 2). Pour l'épinette noire, l'épinette blanche et le pin gris, les IQS moyen incluent les gains en hauteur attribuables à

Tableau 2. **IQS moyen par essence, par végétation potentielle et par domaine bioclimatique des courbes *effets de traitement* de la plantation uniforme[10].**

Essence Végétation potentielle	Âge de référence de l'IQS[a]	IQS par domaine bioclimatique: Pessière	Sapinière à bouleau blanc	Sapinière à bouleau jaune	Érablière
Épinette noire	25				
ME1		7	7		
MJ2			9[b]	8	7
MS2		8	8		
RE2		6	6	7	7[b]
RS2		6	7	9[b]	9[b]
Épinette blanche	25				
FE3					11[b]
MJ1				9[b]	11
MJ2 ou MS1		10[b]	11	9	11
MS2		10[b]	10	10[b]	10[b]
RE2		6			
RS2			8		
Pin gris	15				
ME1		6	6		
MS2		5[b]			
RE2		5	4	5	5[b]
RS2		5	5	6	6[b]
Pin blanc	25				
MJ1			8	8	9
MJ2				8	9
Pin rouge	15				
RP1				5	6

[a] L'âge de référence de l'IQS est l'âge de la plantation pour l'épinette blanche et l'âge total (incluant les années passées en pépinière) pour les autres essences.
[b] Ces IQS ont été estimés.

[7] Ce fascicule concerne uniquement les plantations à venir dans le calcul des possibilités forestières. Le rendement attribué aux plantations passées est variable selon la région.

[8] Indice de qualité de station : mesure de la qualité de la station basée sur la hauteur (m) des arbres dominants et codominants dans un peuplement à un âge donné.
Se référer à Poulin (2013) pour l'explication de la création des courbes *effets de traitement* de la plantation.

[9] Guy Prégent, compilation interne. Ces IQS reposent sur des moyennes observées à partir du réseau de parcelles de la Direction de la recherche forestière utilisé pour l'étude de la croissance et du rendement des plantations. Les parcelles envahies par la végétation concurrente sont exclues du calcul de ces moyennes. Celles-ci sont généralement situées sur des stations fertiles (IQS généralement supérieurs à la moyenne), de sorte que les IQS moyens fournis ne sont pas surévalués.

[10] Compilation du Bureau du forestier en chef des données de Guy Prégent (DRF, MRN) et de la Direction générale des pépinières et des stations piscicoles (MRN).

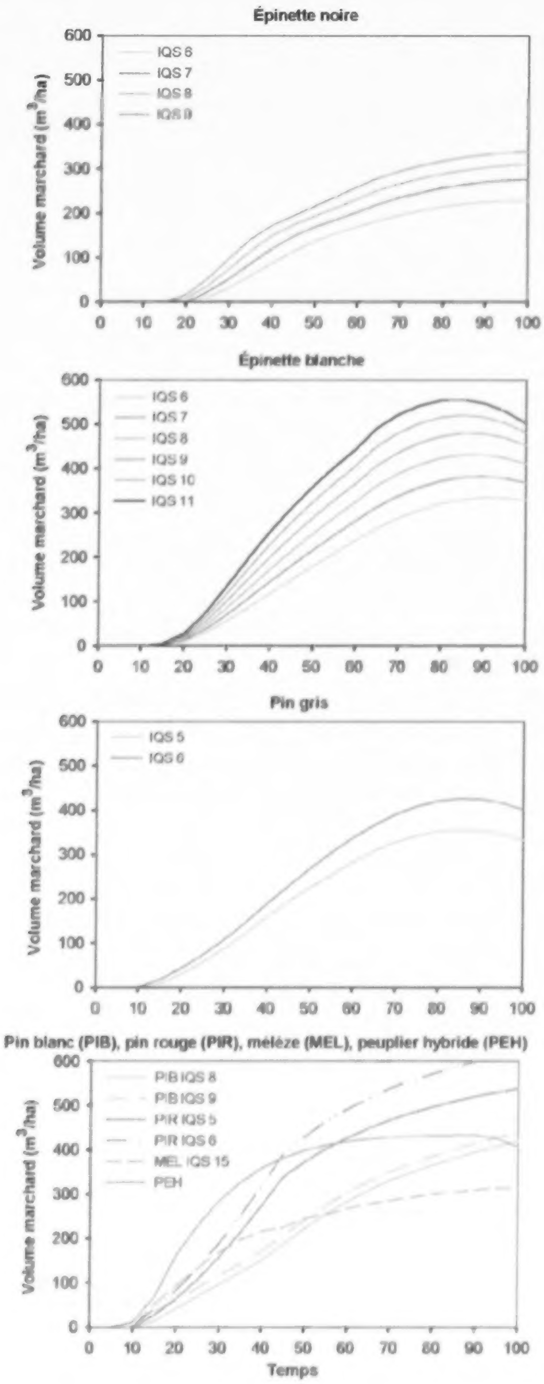


Figure 2. Évolution du volume marchand estimé pour les plantations uniformes intensives en fonction de l'IQS et de l'essence. Les courbes du volume des plantations uniformes de base sont pratiquement identiques aux courbes des plantations uniformes intensives.

l'amélioration génétique des plants mis en terre[11]. Une seule courbe est disponible pour le mélèze et pour le peuplier hybride.

Pour un même IQS, le volume marchand de la courbe de la PLb et de la PLi est pratiquement identique. Toutefois, puisque le nombre de tiges est plus élevé pour la courbe de la PLi, le volume par tige est plus petit. Le principal avantage de choisir la PLi est qu'une densité plus élevée augmente la qualité des bois produit[12].

Lors de l'application de la plantation dans le calcul, la strate traitée est positionnée au début de sa courbe *effets de traitement* (à l'âge de 0 an, tableau 3).

Tableau 3. **Valeur des paramètres déterminant les effets de la plantation.**

Paramètre	Valeur
Prélèvement	Aucun
Position de retour	0 an
Délai entre les interventions	Aucun

Regarni

L'application du regarni dans le calcul n'implique pas de repositionnement sur une nouvelle courbe *effets de traitement*. Il assure uniquement le plein boisement des strates en régénération naturelle et la composition en essences désirées. Le plein boisement est nécessaire au maintien de la productivité de la courbe sur laquelle la strate évolue.

Scénarios sylvicoles

Afin d'atteindre les rendements escomptés, une certaine proportion des strates traitées avec une plantation uniforme et un regarni ont un scénario sylvicole qui inclut un scarifiage (ex. : coupe totale + scarifiage + plantation). De plus, pour la plantation uniforme, deux dégagements et un nettoiement peuvent être prévus : le premier à la même période que le scarifiage et la mise en terre, le deuxième à la période suivante et le dernier à la $3^{\text{ième}}$ période (ex. : coupe totale + scarifiage + plantation 1er dégagement + $2^{\text{ième}}$ dégagement + nettoiement). Pour la PLi, une éclaircie commerciale est aussi prévue (ex. :

[11] Les gains en hauteur des plants issus des vergers à graines de 1re génération proviennent de compilations internes de chercheurs de la Direction de la recherche forestière (MRN) : 7,9 % pour l'épinette noire (Mireille Desponts), 5 % pour l'épinette blanche (André Rainville) et 5,9 % pour le pin gris (Mireille Desponts et Roger Beaudoin).

[12] De plus, le scénario sylvicole dans lequel s'inscrit la PLi inclut une éclaircie commerciale, ce qui contribue également à augmenter la qualité des bois. La qualité des bois est prise en compte dans l'analyse économique à l'aide d'un ajustement à la valeur des bois; se référer au fascicule 4.14 – Rentabilité économique.

coupe totale + scarifiage + plantation + 1er dégagement + 2ième dégagement + éclaircie précommerciale + éclaircie commerciale).

Autres implications du traitement dans le calcul

La plantation assure principalement l'augmentation du rendement forestier. Elle permet de gérer la composition et de favoriser les essences en raréfaction[13]. La plantation jumelée au scarifiage contribue à contrer la paludification et l'envahissement par les éricacées[14]. La plantation est également suggérée pour remettre en production des landes forestières en pessière noire à mousses[15]. Dans certaines circonstances, les plantations uniformes peuvent contribuer à augmenter la possibilité forestière ou à compenser une baisse potentielle causée par certaines pratiques d'aménagement écosystémique. De plus, elles peuvent jouer un rôle dans l'adaptation des forêts aux changements climatiques en favorisant, par exemple, l'utilisation de variétés ou d'essences mieux adaptées au climat futur[16]. Enfin, la plantation intensive permet d'augmenter la valeur économique des bois récoltés[17].

État des connaissances

À la Direction de la recherche forestière, le programme de suivi des effets réels du regarni a débuté en 2006. Les recherches sur ce sujet sont rares et la majorité des résultats disponibles sont adaptés de ceux obtenus en plantations.

Pour la plantation uniforme, les rendements demeurent réalistes dans la mesure où un entretien approprié est réalisé[18]. Ces rendements font toujours l'objet d'études scientifiques afin d'améliorer leur fiabilité. D'ailleurs, les tables de rendement pour l'épinette blanche ont été actualisées récemment[19]; elles reposent sur des plantations âgées de 8 à 58 ans.

Enfin, en ce qui concerne les gains en hauteur attribuables à l'amélioration génétique, des études sont en cours afin de valider leur performance réelle à plus long terme[20].

Références

Références citées

Bolghari, H.A. et V. Bertrand. 1984. Tables préliminaires de production des principales essences résineuses plantées dans la partie centrale du sud du Québec. Mémoire n°79. Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, Service de la recherche, Québec, Qc, 392 p.

Nyland, R.D. 2002. Silviculture: concept and applications. 2e édition. McGraw-Hill, New York, NY, 682 p.

Parent, B. 2010. Ressources et industrie forestières – Portrait statistique édition 2010. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement de l'industrie des produits forestiers, 498 p.

Petrinovic, J.F., N. Gélinas et J. Beaulieu. 2009. Benefits of using genetically improved white spruce in Quebec: The forest landowner's viewpoint. Forestry Chronicle, 85(4) : 571-582.

Prégent, G. et J. Ménétrier. 2009. Hausse de la densité de reboisement pour pallier un manque de plants : remède ou placebo? Hors-série. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 34 p.

Prégent, G., V. Bertrand et L. Charrette. 1996. Tables préliminaires de rendement pour les plantations d'Épinette noire au Québec. Mémoire de recherche forestière n°118. Ministère des Ressources naturelles, Québec, Qc, 88 p.

Prégent, G., G. Picher et I. Auger. 2010. Tarif de cubage, tables de rendement et modèles de croissance pour les plantations d'épinette blanche au Québec. Mémoire de recherche n°160. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, Qc, 82 p.

Poulin, J. 2013. Création des courbes d'évolution. Calcul des possibilités forestières 2013-2018. Bureau du forestier en chef, Roberval, Qc, 53 p. http://forestierenchef.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/2012/12/BFEC_CreationCourbes.pdf (consulté le 30 octobre 2013)

Puettmann, K., K.D. Coates et C. Messier. 2008. A critique of silviculture: managing for complexity. Island Press, Washington D.C., 250 p.

Rainville, A., M. Desponts, R. Beaudoin, P. Périnet, M.J. Mottet et M. Perron. 2003. L'amélioration des arbres au Québec : un outil de performance industrielle et environnementale. Note de recherche forestière n° 127. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Sainte-Foy, Qc, 8 p.

Thiffault, N., V. Roy, J. Ménétrier, G. Prégent et A. Rainville. 2013. La plantation. Chapitre 11. *Dans* Ministère des Ressources naturelles, Le guide sylvicole du Québec, Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture, Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier, Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 196-225.

Thiffault, N. et V. Roy. 2011. Living without herbicides in Québec (Canada): Historical context, current strategy, research and challenges in forest vegetation management. European Journal of Forest Research, 130(1) : 117-133.

Lecture suggérée

Thiffault, N., V. Roy, J. Ménétrier, G. Prégent et A. Rainville. 2013. La plantation. Chapitre 11. *Dans* Ministère des Ressources naturelles, Le guide sylvicole du Québec, Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture, Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier, Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 196-225.

[13] Se référer au fascicule 4.2 – Composition végétale.
[14] Se référer au fascicule 4.9 – Paludification et au fascicule 4.10 – Éricacées.
[15] Se référer au fascicule 4.11 – Landes à lichens.
[16] Puettmann et al. (2008).
[17] Se référer au fascicule 4.14 – Rentabilité économique.
[18] Thiffault et Roy (2011).
[19] Prégent et al. (2010).
[20] Rainville et al. (2003).

Rédaction : Julie Poulin, biol., M.Sc.
Collaboration : Sylvain Chouinard, ing.f. (BFEC), Louis Prévost, ing.f., M.Sc. (BFEC) et Éric Pronovost, tech.f. (BFEC).
Révision : Brian Harvey, ing.f., Ph.D. (UQAT), David Pothier, ing.f., Ph.D. (U. Laval), Guy Prégent, ing.f., M.Sc. (MRN) et Nelson Thiffault, ing.f., Ph.D. (MRN).

Référence à citer : Poulin, J. 2013. Plantation. Fascicule 3.1. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 77-81.

3.2 Éducation au stade gaulis

Crédit photo : Ministère de Ressources naturelles

Dans le cadre du calcul des possibilités forestières, les variantes de l'éducation au stade gaulis utilisées sont le nettoiement et l'éclaircie précommerciale. Elles visent à contrôler la composition des jeunes strates résineuses ou mixtes productives.

Description

L'éducation au stade gaulis[1] vise à contrôler la composition ou la densité d'un jeune peuplement (figure 1). Elle concentre la production sur un nombre approprié d'arbres d'essences recherchées de façon à augmenter le diamètre[2] et la valeur des arbres résiduels[3]. Toutefois, ce traitement n'augmente pas le volume total du peuplement[4]. Généralement, l'éducation au stade gaulis s'inscrit dans le régime sylvicole de la futaie régulière et se pratique dans des peuplements résineux d'origine naturelle[5].

Deux variantes de l'éducation au stade gaulis sont utilisées dans le calcul : le nettoiement (NET) et l'éclaircie précommerciale (EPC). Le nettoiement s'inscrit dans des scénarios sylvicoles « de base ». Il vise à contrôler la végétation concurrente[6]. L'EPC s'inscrit dans des scénarios « intensifs ». Elle vise plus précisément à régulariser l'espacement entre les tiges d'avenir d'un peuplement naturel dense selon une densité déterminée. Elle sert également à accélérer le processus d'autoéclaircie d'un peuplement en vue d'obtenir des arbres avec les caractéristiques requises pour appliquer une éclaircie commerciale ultérieure. L'EPC est actuellement le deuxième traitement sylvicole le plus appliqué au Québec[7].

L'effet des traitements d'éducation sur l'accroissement en diamètre des arbres est fonction de la qualité de la station, de l'essence, de l'âge du peuplement ainsi que de l'intensité et de la durée d'oppression[8]. Pour obtenir une réaction positive, ces traitements se pratiquent lorsque les arbres d'avenir sont suffisamment hauts pour conserver leur dominance sur la végétation environnante[9]. De plus, la végétation concurrente avant traitement doit être assez dense pour entraver la croissance des arbres d'essences désirées. Cependant, ces derniers doivent être relativement jeunes pour réagir efficacement au traitement. Ces conditions sont généralement rencontrées dans des peuplements denses, de deux à trois mètres de hauteur, établis sur des stations de bonne qualité.

Crédit : Ministère des Ressources naturelles

Figure 1. **Représentation simplifiée d'un peuplement avant et après l'application de l'éducation au stade gaulis.**

1 Dans le présent fascicule, l'éducation au stade gaulis regroupe les traitements « éclaircie précommerciale » et « dégagement » présentés dans *Le guide sylvicole du Québec* (MRN 2013). La section « description » résume uniquement l'information pertinente pour comprendre les variantes de ces traitements utilisées dans le calcul des possibilités forestières. Pour plus d'information, veuillez consulter Tremblay et al. (2013) et Thiffault et Hébert (2013).
2 Pitt et Lanteigne (2008).
3 Zhang et al. (1998), Pothier (2002).
4 Pothier (2002), Pitt et Lanteigne (2008).
5 Aux fins du calcul, l'éducation au stade gaulis des plantations est un traitement « connexe ». Ainsi, l'application de ce traitement dans les plantations n'est pas abordée dans le présent fascicule. Se référer au fascicule 3.1 – Plantation.
6 MRNF (2010a).
7 MRNF (2010b).

8 Morris et al. (1994), Comité consultatif scientifique du manuel d'aménagement forestier (2002).
9 Doucet et al. (2009).

Application dans le calcul

Aux fins du calcul, le NET et l'EPC s'appliquent de la même façon, sans distinction; la seule différence est l'intensité du scénario sylvicole dans lequel ils s'inscrivent. De plus, l'effet sur la densité n'est pas considéré dans le calcul.

Caractéristiques des strates pour lesquelles le traitement est utilisé

L'éducation au stade gaulis est utilisée pour les strates aménagées selon le régime de la futaie régulière. Le NET s'inscrit dans des scénarios sylvicoles de base ou « intensifs » et l'EPC dans des scénarios intensifs, plus particulièrement pour les strates dont le potentiel de croissance est élevé[10]. Ces variantes s'appliquent à des strates d'origine naturelle dont le type de forêt est résineux ou mixte. Le nettoiement des plantations n'est pas abordé dans le présent fascicule; aux fins du calcul, il est un traitement « connexe » de la plantation uniforme.

Variables déterminant la période d'application du traitement

Afin d'intervenir dans des peuplements denses d'environ deux à trois mètres de hauteur, l'éducation au stade gaulis peut être appliquée aux strates à la période du calcul où elles ont atteint l'âge de 10 à 20 ans (tableau 1).

Tableau 1. **Valeur de la variable à l'échelle de la strate déterminant la période d'application de l'EPC et du NET.**

Variable	Seuil	
	≥	≤
Âge (année)	10	20

Effets du traitement

L'éducation au stade gaulis ne prélève aucun volume marchand (tableau 2). Ainsi, le volume marchand à la maturité absolue est le même que pour une strate naturelle non éclaircie[11]. La courbe *effets de traitement* est sélectionnée parmi les courbes *actuelles d'évolution*

Tableau 2. **Valeur des paramètres déterminant les effets de l'éducation au stade gaulis.**

Paramètre	Valeur
Prélèvement	**0 %**
Position de retour	**Âge avant le traitement[a]**
Délai entre les interventions	**Aucun**

[a] La strate conserve l'âge qu'elle avait lors de l'application du traitement.

existantes selon l'*essence à promouvoir* de la strate[12]. Lors de l'application de l'éducation au stade gaulis, la strate est positionnée sur sa courbe *effets de traitements* à l'âge qu'elle avait à la période de l'application du traitement (figure 2). Enfin, ce traitement augmente la valeur des tiges récoltées[13].

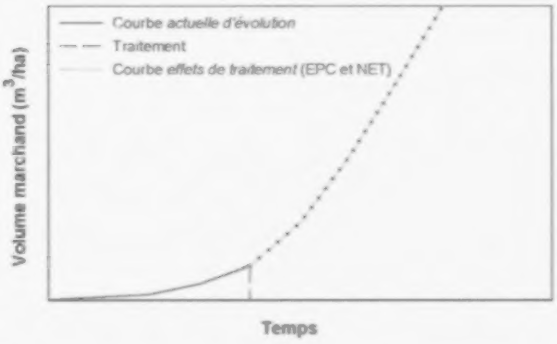


Figure 2. **Illustration (agrandie pour mieux voir les premières périodes) d'un exemple d'un scénario sylvicole de l'éducation au stade gaulis. La courbe *effets de traitement* est une courbe *actuelle d'évolution* sélectionnée selon l'*essence à promouvoir* de la strate.**

Autres implications du traitement dans le calcul

Ce traitement peut être utilisé pour contrer l'enfeuillement ou favoriser certaines essences en raréfaction[14]. Appliquée sans mesures d'atténuation, l'éducation au stade gaulis peut entraîner une diminution de la qualité des jeunes peuplements denses pour la faune[15]. Dans les territoires importants du point de vue faunique, diminuer la quantité d'EPC réalisées ou utiliser d'autres variantes atténuent ces effets[16].

État des connaissances

Au Québec, les premières applications de l'éclaircie précommerciale dans les forêts publiques résineuses remontent à la fin des années 1960. Toutefois, la pratique

[10] La végétation potentielle a servi à l'identification des strates productives.
[11] Comité consultatif scientifique du manuel d'aménagement forestier (2002).

[12] Se référer au fascicule 2.4 – Évolution des strates.
[13] Le scénario sylvicole dans lequel s'inscrit l'EPC inclut une éclaircie commerciale, ce qui contribue également à augmenter la qualité des bois. La qualité des bois est pris en compte dans l'analyse économique à l'aide d'un ajustement à la valeur des bois. Se référer au fascicule 4.14 – Rentabilité économique.
[14] Se référer au fascicule 4.2 – Composition végétale.
[15] Se référer au fascicule 4.6 – Habitats fauniques.
[16] Les deux variantes disponibles sont l'EPC par puits de lumière ou celle par trouées, qui consiste à traiter un nombre restreint de tiges d'avenir (400 à 600 tiges/ha; Schneider 2001, Comité consultatif scientifique du manuel d'aménagement forestier 2002), respectivement de manière individuelle ou par petits groupes (ex. : 60 arbres) distribués sur l'ensemble du territoire (Tremblay et al. 2013). Des modalités d'application telles que l'exécution de l'EPC sur une proportion de la superficie la première année et le résiduel ultérieurement ou encore la réalisation de l'EPC en hiver contribuent également à protéger la strate arbustive dense sous la neige.

de ce traitement a connu un essor exponentiel dans les forêts résineuses depuis le début des années 1990. L'historique de ce traitement est relativement court et le rendement à long terme de peuplements traités est peu documenté[17]. Les nombreux ajustements aux hypothèses de rendement lors des différentes mises à jour du *Manuel d'aménagement forestier* témoignent de l'incertitude entourant les effets réels de ce traitement[18].

Dans le calcul pour la période 2013-2018, l'effet du traitement d'éducation au stade gaulis est traduit par une modification d'une courbe *actuelle d'évolution* existante[19]. La Direction de la recherche forestière a le mandat de mesurer les effets réels[20] de l'éclaircie précommerciale dans les peuplements résineux et mixtes du domaine public québécois. Les résultats de ce suivi permettront, entre autres, de préciser les caractéristiques des strates pour lesquelles le traitement est approprié ainsi que les effets sur l'évolution des strates traitées.

Références

Références citées

Comité consultatif scientifique du manuel d'aménagement forestier. 2002. Le traitement d'éclaircie précommerciale pour le groupe de production prioritaire SEPM – Avis scientifique. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 125 p.

Doucet, R., J.-C. Ruel, S. Jutras, G. Lessard, M. Pineau, G. Prégent, N. Thiffault. 2009. Sylviculture appliquée. *Dans* Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Manuel de foresterie, 2e édition. Éditions Multimondes, Québec, Qc, 1510 p.

Laflèche, V. et S. Tremblay. 2008. Résultats de cinq ans de la mesure des effets réels du traitement d'éclaircie précommerciale de peuplements à dominance résineuse. Mémoire de recherche forestière n° 152. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 52 p.

Morris, D.M., C. Bowling et S.C. Hills. 1994. Growth and form responses to pre-commercial thinning regimes in aerially seeded jack pine stands: 5th year results. Forestry Chronicle, 70 : 780-787.

MRN. 2013. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier. Les Publications du Québec, Québec, Qc, 744 p.

MRNF. 2010a. Instructions relatives à l'application de l'arrêté ministériel sur la valeur des traitements sylvicoles admissibles en paiement des droits – Exercices 2010-2013. Gouvernement du Québec, Direction de l'aménagement des forêts publiques et privées, Québec, Qc, 131 p.

MRNF. 2010b. Ressources et industries forestières – Portrait statistique – Édition 2010. Gouvernement du Québec, Direction du développement de l'industrie des produits forestiers, Québec, Qc, 498 p.

Pitt, D. et L. Lanteigne. 2008. Long-term outcome of precommercial thinning in northwestern New Brunswick: growth and yield of balsam fir and red spruce. Revue canadienne de recherche forestière, 38(3) : 592-610.

Pothier, D. 2002.Twenty-year results of precommercial thinning in a balsam fir stand. Forest Ecology and Management, 168 : 177-186.

Schneider, R. 2001. Effet d'une éclaircie précommerciale 28 ans après traitement sur la productivité d'une sapinière en Gaspésie. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Sainte-Foy, Qc, 36 p.

Thiffault, N. et F. Hébert. 2013. Le dégagement. Chapitre 13. *Dans* Ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier. Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 244-271.

Tremblay, S., F. Guillemette et M. Barrette. 2013. Éclaircie précommerciale. Chapitre 14. *Dans* Ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier. Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 272-299.

Zhang, S.Y., Y. Corneau et G. Chauret. 1998. Impact of precommercial thinning on tree and wood characteristics, and product quality and value in balsam fir. Forintek Canada corp., 4 p.

Lecture suggérée

Tremblay, S., F. Guillemette et M. Barrette. 2013. Éclaircie précommerciale. Chapitre 14. *Dans* Ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier. Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 272-299.

Rédaction : Julie Poulin, biol., M.Sc.

Collaboration : Sylvain Chouinard, ing.f. (BFEC), François Plante, ing.f. (BFEC), Anouk Pohu, ing.f. (BFEC), Louis Prévost, ing.f, M.Sc. (BFEC), Éric Pronovost, tech.f. (BFEC) et Gordon Weber, ing.f. (BFEC).

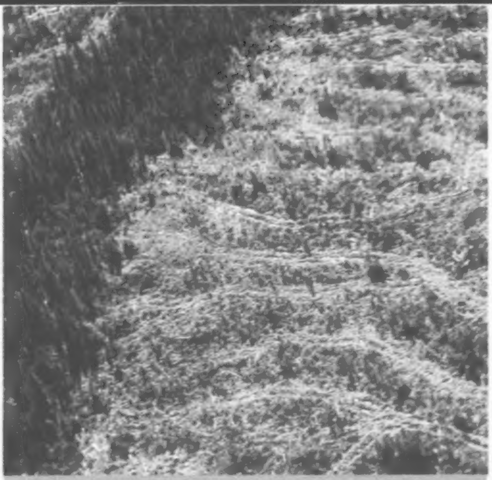
Révision : François Guillemette, ing.f., M.Sc. (MRN), Brian Harvey, ing.f., Ph.D. (UQAT), David Pothier, ing.f., Ph.D., (U. Laval), Nelson Thiffault, ing.f., Ph.D. (MRN) et Stéphane Tremblay, ing.f., M.Sc. (MRN).

Référence à citer : Poulin, J. 2013. Éducation au stade gaulis. Fascicule 3.2. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc. pp. 83-85.

[17] Laflèche et Tremblay (2008), Schneider (2001).
[18] Laflèche et Tremblay (2008).
[19] Se référer au fascicule 2.4 – Évolution des strates.
[20] Effets obtenus lorsque le traitement est appliqué selon les règles de l'art et que la forêt traitée n'a pas été perturbée par des facteurs adverses.

3.3 Coupes totales

Dans le cadre du calcul des possibilités forestières, les procédés de régénération de la famille des coupes totales utilisés sont la CPRS, la CPHRS, la CRS et la CTSP. Les coupes totales prélèvent de 90 à 99 % du volume des strates qui ont atteint la maturité absolue. Lors de l'application de la CPRS, la CRS et la CTSP, la strate traitée est positionnée à l'âge de 0 an sur sa courbe *effets de traitement*, et lors de l'application de la CPHRS, à l'âge de 5 ans.



Crédit photo : Jean Girard

Description

La famille des coupes totales[1] (CT) regroupe les procédés de régénération qui prélèvent de 90 à 99 % du volume marchand (figure 1). Les procédés utilisés dans le calcul sont la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS), la coupe avec protection de la haute régénération et des sols (CPHRS), la coupe avec réserve de semenciers (CRS) et la coupe totale sans protection (CTSP)[2]. Ces procédés s'inscrivent dans le régime sylvicole de la futaie régulière et sont généralement pratiqués dans des peuplements résineux. Ils peuvent également être appropriés dans les peuplements mixtes et feuillus lorsque la production d'essences feuillues intolérantes à l'ombre est désirée ou pour renouveler un peuplement fortement dégradé[2]. Des groupes d'arbres ou des arbres dispersés peuvent être conservés sur pied afin de laisser des legs biologiques sur une partie des superficies récoltées (encadré 1).

La CPRS et la CPHRS impliquent la protection de la régénération naturelle préétablie. Ces procédés s'appliquent lorsque la régénération préétablie est de bonne qualité et composée d'essences désirées, ce qui évite généralement d'avoir recours à la plantation. Cette régénération est composée principalement de semis pour la CPRS et en partie de gaules pour la CPHRS.

La CRS consiste à maintenir des semenciers sur pied, seuls ou en petits groupes. Ce procédé favorise la régénération naturelle issue des semenciers conservés. La perturbation du sol favorise l'établissement de certaines essences désirées et une préparation de terrain peut s'avérer nécessaire.

La CTSP est pratiquée sans préoccupation particulière pour la protection de la régénération. Ce procédé est approprié à l'établissement d'une plantation après coupe. Bien que fortement critiquée par le passé pour ses effets négatifs sur la régénération naturelle et sur les sols, ce procédé demeure un type de récolte dont certains effets s'apparentent à un feu de forte intensité[3] (ex. : forte perturbation des couches organiques du sol). Ainsi, la CTSP peut s'avérer une solution pour contrer les pertes de productivité forestière liées à la paludification ou à l'envahissement par les éricacées[4].

Crédit : Bureau du forestier en chef

Figure 1. **Représentation simplifiée d'un peuplement avant et après l'application d'un procédé de régénération de la famille des CT.**

[1] La section « description » résume uniquement l'information pertinente pour comprendre l'application des procédés de régénération de la famille des coupes totales dans le calcul des possibilités forestières. Pour plus d'information, veuillez consulter Larouche et al. (2013).

[2] Larouche et al. (2013).

[3] Lafleur et al. (2010).

[4] Se référer au fascicule 4.9 – Paludification et au fascicule 4.10 – Éricacées.

Traitements sylvicoles

Encadré 1. Rétention d'arbres sur pied[5]

La rétention d'arbres sur pied lors de l'application des coupes totales consiste à conserver des arbres individuels ou des groupes d'arbres afin de maintenir des legs biologiques tels que des vieux arbres et du bois mort.

De 2008 à 2013, pour les coupes totales dans le domaine de la pessière, le taux de rétention généralement appliqué pour la mise en oeuvre de l'aménagement écosystémique était de 5 % du volume marchand sur 20 % des superficies traitées.

Aux fins du calcul, cette rétention est traduite par un taux de 1 à 3 % du volume marchand sur l'ensemble des superficies traitées, et ce, pour tous les domaines bioclimatiques.

Application dans le calcul

Généralement, les CT peuvent être appliquées aux strates qui ont atteint la maturité absolue. Selon le procédé, le prélèvement varie de 90 à 99 % du volume marchand et la position de retour sur la courbe *effets de traitement* est de 0 ou 5 ans.

Caractéristiques des strates pour lesquelles le traitement est utilisé

Les CT sont utilisées pour les strates aménagées selon le régime de la futaie régulière. Selon le procédé, elles peuvent être utilisées dans des scénarios sylvicoles extensif, de base ou intensif, ainsi que dans plusieurs types de forêt, particulièrement dans les strates résineuses ou mixtes à feuillus intolérants. La CRS est appliquée principalement dans les strates de feuillus tolérants de faible croissance[6].

L'utilisation des CT est à éviter dans les types de forêt dont la régénération des essences désirées réagit négativement à l'ouverture complète du couvert[7], tels que les chênaies ou les pinèdes blanches. Son application dans les bétulaies jaunes à sapin et à érable et les bétulaies jaunes à sapin est aussi à éviter, car un couvert partiel est nécessaire à l'établissement des essences résineuses en peuplement mixte. Enfin, la CT n'est pas appropriée aux strates susceptibles à une remontée de la nappe phréatique (codes de milieu physique « 7 », « 8 » ou « 9 »), à l'exeption des pessières noires sujettes à la paludification ou à l'envahissement par les éricacées[8].

Variables déterminant la période d'application du traitement

La CPRS, la CPHRS et la CTSP peuvent être appliquées aux strates qui ont atteint ou dépassé la maturité absolue[9] (tableau 1). La CRS peut être appliquée lorsque la surface terrière marchande est d'au moins 18 m^2/ha[10]. Pour les strates qui ont subi une éclaircie commerciale, les CT sont appliquées au maximum 10 ans suivant l'atteinte de la maturité absolue. Ce seuil maximal contraint la récolte de ces strates aménagées de façon intensive au maximum 35 ans après l'application de l'éclaircie commerciale[11].

Tableau 1. Valeur des variables à l'échelle de la strate déterminant la période d'application des CT selon le procédé.

Variable	Seuil ≥	Seuil ≤
CPRS, CPHRS et CTSP		
Maturité absolue (année)	0	10[a]
CRS		
Surface terrière marchande (m^2/ha)	18	

a Ce seuil s'applique lorsque le traitement précédant est une éclaircie commerciale.

Effets du traitement

La CPRS, la CPHRS et la CTSP prélèvent 97 à 99 % du volume marchand (tableau 2), considérant que ce qui laissé sur pied est conservé pour laisser des legs biologiques (encadré 1). La CRS se traduit par un prélèvement de 90 % du volume marchand. Le choix de la courbe *effets de traitement* repose sur la prédiction de la composition de la strate après l'application du traitement[12] (figure 2).

Lors de l'application de la CPRS, la CRS et la CTSP, la strate traitée est positionnée à 0 an sur sa courbe *effets de traitement* (tableau 2). Puisqu'une strate traitée par la CPHRS a une haute régénération après la récolte, elle est positionnée à 5 ans sur sa courbe *effets de traitement*.

5 Objectif de protection du milieu forestier sur la conservation du bois mort – OPMV 8 (Leblanc et Pouliot 2011).

6 Aux fins du calcul, les peuplements de feuillus tolérants de faible croissance sont ceux dont la surface terrière maximale de leur courbe d'évolution est inférieure à 22 m^2/ha.

7 Larouche et al. (2013).

8 Se référer au fascicule 4.9 – Paludification.

9 L'âge auquel le peuplement donne le plus grand accroissement annuel moyen en volume, calculé avec un diamètre à hauteur de poitrine de référence de plus de 9 cm.

10 Les strates de feuillus tolérants évoluent avec le modèle de croissance ARTÉMIS-2009. Ainsi, pour ces strates, la surface terrière est la variable qui détermine la période d'application du traitement (se référer au fascicule 2.4 – Évolution des strates).

11 L'éclaircie commerciale est pratiquée au plus tôt 25 ans avant l'atteinte de la maturité absolue. Se référer au fascicule 3.5 – Éclaircie commerciale.

12 La courbe *effets de traitement* est une courbe *actuelle d'évolution* existante (se référer au fascicule 2.4 – Évolution des strates). La composition de cette courbe est attribuée en fonction des résultats prédits par le modèle de succession forestière SUCCÈS-2009, des données de suivi des traitements sylvicoles ou d'autres informations dont dispose l'analyste.

Tableau 2. Valeur des paramètres déterminant les effets des CT.

Paramètre	Valeur
Prélèvement	
CPRS, CPHRS et CTSP	97 à 99 % du volume
CRS	90 % du volume
Position de retour	
CPRS, CRS et CTSP	0 an
CPHRS	5 ans
Délai entre les interventions	Aucun

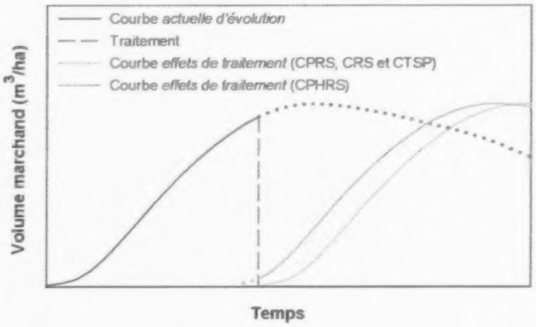


Figure 2. Illustration d'un exemple de scénarios sylvicoles des CT. La courbe *effets de traitement* est une courbe *actuelle d'évolution* sélectionnée selon la prédiction de la composition de la strate après l'application du traitement.

Problèmes de régénération

Les effets des CT sont ajustés pour les strates susceptibles aux problèmes de régénération. Par exemple, les strates composées de pin gris évoluent, après traitement, sur une courbe dont le volume marchand par hectare est réduit de 70 %. Seul un scénario sylvicole avec une plantation permet de récupérer le plein potentiel de ces strates. Concernant les strates sujettes à la paludification ou à l'envahissement par les éricacées, une courbe *effets de traitement* inférieure est attribuée sur la base de la végétation potentielle lorsque le scénario sylvicole ne permet pas de maintenir la productivité des strates[13].

Autres implications du traitement dans le calcul

Les CT ont l'avantage de présenter les coûts de récolte de matière ligneuse les plus faibles en raison du fort taux de prélèvement et de sa simplicité d'application. Par contre, sans mesures d'atténuation, elles laissent peu de legs biologiques et simplifient les attributs structuraux des peuplements forestiers, dont les attributs des vieilles forêts.

État des connaissances

Historiquement, les coupes totales, particulièrement la CPRS, ont été les procédés de régénération les plus largement pratiqués dans les forêts publiques du Québec. Depuis 1986, les coupes totales sont réalisées sur 61 à 88 % des superficies récoltées annuellement[14].

De 1999 à 2005, 28 % des superficies traitées par la CPRS ne répondait pas aux exigences des suivis du *Manuel d'aménagement forestier*[15]. Conséquemment, les rendements prévus pourraient ne pas être atteints. La régénération peut être forte, mais pas en essences désirées ou suffisamment dégagées pour permettre aux arbres d'atteindre leur plein rendement. Un bilan régional ou provincial permettrait d'apprécier la densité, la diversité et la qualité des forêts en régénération.

Références

Références citées

Bureau du forestier en chef. 2010. Le bilan d'aménagement forestier durable au Québec 200-2008. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, 290 p.
http://forestierenchef.gouv.qc.ca/images/stories/BAFD/accueil/bilan_2000-2008.pdf (consulté le 27 mars 2013)

Lafleur, B., N.J. Fenton, D. Paré, M. Simard et Y. Bergeron. 2010. Contrasting effects of season and method of harvest on soil properties and the growth of black spruce regeneration in the boreal forested peatlands of eastern Canada. Silva Fennica, 44 : 799-813.

Larouche, C., M.-M. Gauthier et S. Tremblay. 2013. Les coupes totales. Chapitre 18. *Dans* Ministère des Ressources naturelles, Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier. Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 370-409.

Leblanc, M. et B. Pouliot. 2011. La coupe avec protection de la régénération et des sols avec rétention de bouquets. Fondements et exécution opérationnelle. Ministère des Ressources forestières et de la Faune, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, Québec, Qc, 9 p.
http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/entreprises/CPRS-retention-bouquets.pdf (consulté le 29 mai 2012)

Lecture suggérée

Larouche, C., M.-M. Gauthier et S. Tremblay. 2013. Les coupes totales. Chapitre 18. *Dans* Ministère des Ressources naturelles, Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier. Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 370-409.

[13] Se référer au fascicule 4.9 – Paludification et au fascicule 4.10 – Éricacées.

[14] Larouche et al. (2013).
[15] Bureau du forestier en chef (2010).

Rédaction : Julie Poulin, biol., M.Sc.
Collaboration : Sylvain Chouinard, ing.f. (BFEC), François Plante, ing.f. (BFEC), Louis Prévost, ing.f., M.Sc. (BFEC) et Gordon Weber, ing.f. (BFEC).
Révision : Claude Allain, ing.f. (BFEC), Sébastien Coulombe, ing.f. (BFEC), Martin-Michel Gauthier, ing.f., Ph.D. (MRN), Simon Guay, ing.f. (BFEC), François Guillemette, ing.f., M.Sc. (MRN), Brian Harvey, ing.f., Ph.D. (UQAT), Gaétan Laberge, ing.f., M.Sc. (DGR), Catherine Larouche, ing.f., Ph.D. (MRN), Danielle Leblanc, ing.f. (BFEC), Daniel Pin, ing.f., M.Sc. (BFEC), David Pothier, ing.f., Ph.D. (U. Laval), Patricia Raymond, ing.f., Ph.D. (MRN), Jean-Claude Ruel, ing.f., Ph.D. (U. Laval) et Stéphane Tremblay, ing.f., M.Sc. (MRN).

Référence à citer : Poulin, J. 2013. Coupes totales. Fascicule 3.3. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 87-90.

3.4 Coupe avec protection des petites tiges marchandes

Dans le cadre du calcul des possibilités forestières, la coupe avec protection des petites tiges marchandes est appliquée aux strates résineuses de structure irrégulière. Elle consiste à récolter 90 % du volume marchand des strates qui ont atteint la maturité absolue. Lors de l'application du traitement, la strate traitée est positionnée à l'âge de 10 ans sur sa courbe *effets de traitement*.

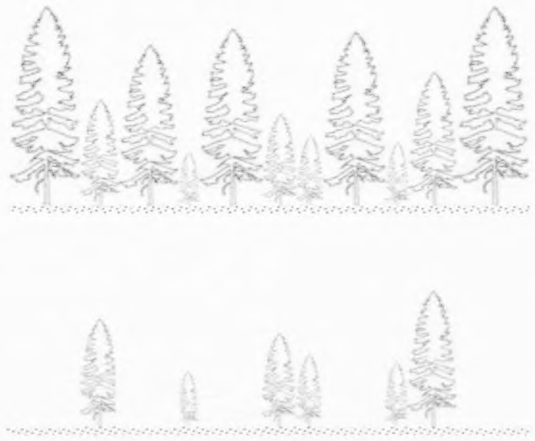
Crédit photo : Denis Chabot

Description

La coupe avec protection des petites tiges marchandes[1] (CPPTM) consiste à récolter les tiges dont le diamètre est supérieur à la limite fixée. Ce diamètre à hauteur de poitrine est de 13, 15 ou 17 cm, selon la hauteur du peuplement. Ce traitement permet de récolter la majorité du volume marchand (70 à 95 %) tout en protégeant la régénération préétablie et les petites tiges marchandes[2] (figure 1). Ces dernières serviront de semenciers[3] et devraient se positionner dans l'étage dominant du nouveau peuplement de structure irrégulière. Ce traitement s'applique aux peuplements composés d'essences résineuses tolérantes telles que le sapin, l'épinette noire et l'épinette blanche.

Le succès de ce traitement dépend de la capacité des arbres protégés à contribuer au développement du futur peuplement[4]. Le chablis est la principale cause de perte de tiges résineuses au cours des cinq premières années suivant le traitement[5]. Chez l'épinette noire et le sapin baumier, le risque de perte augmente avec le diamètre des arbres résiduels[4]. Ce risque augmente également lorsque la densité des gaules est faible et que la surface terrière du peuplement avant la coupe est élevée[4]. Les arbres résiduels issus d'un couvert arborescent trop fermé avant coupe s'adaptent plus difficilement à leurs nouvelles conditions de croissance. Les gaules doivent être en quantité suffisante et avec une proportion de cime vivante d'au moins 40 %[6] afin de protéger efficacement les arbres marchands résiduels contre le vent et l'insolation hivernale du tronc[7].

La CPPTM a pour effet d'augmenter le diamètre moyen des tiges récoltées par rapport aux coupes totales. Conséquemment, la rentabilité de la récolte peut augmenter par rapport aux coupes totales[8]. De plus, la protection de la haute régénération permet de réduire le temps de révolution, qui peut atteindre 120 ans en forêt boréale[6]. Actuellement, environ 2 400 hectares sont traités annuellement au Québec[9].



Crédit : Bureau du forestier en chef

Figure 1. **Représentation simplifié d'un peuplement avant et après l'application de la CPPTM.**

1 La section « description » résume uniquement l'information pertinente pour comprendre la coupe avec protection des petites tiges marchandes dans le calcul des possibilités forestières. Pour plus d'information, veuillez consulter Beaupré et al. (2013).
2 Toutefois, une proportion des gaules et des petites tiges marchandes sera détruite pour permettre le passage de la machinerie.
3 Riopel et al. (2011).
4 Riopel et al. (2010).
5 Thorpe et al. (2008), Riopel (2010).
6 Comité consultatif scientifique du manuel d'aménagement forestier (2002).
7 Riopel (2012).
8 Ruel et al. (2007).
9 Beaupré et al. (2013).

Application dans le calcul

Aux fins du calcul, la CPPTM est appliquée aux strates résineuses de structure irrégulière. Elle s'applique lorsque les strates ont atteint ou dépassé la maturité absolue. Un pourcentage de prélèvement unique et une seule position de retour sur la courbe *effets de traitement* sont prévus au calcul.

Caractéristiques des strates pour lesquelles le traitement est utilisé

La CPPTM est utilisée pour les strates de structure irrégulière[10] aménagées selon le régime de la futaie irrégulière, dans des scénarios sylvicoles extensifs ou de base. La CPPTM est appropriée pour les strates résineuses dominées par les épinettes et le sapin avec une abondante régénération au stade gaulis[11]. Les végétations potentielles « MS2 » (sapinière à bouleau blanc), « RS2 » (sapinière à épinette noire) ou « RE2 » (pessière noire à mousses ou à éricacées) sont propices au traitement[12].

Afin de réduire les risques de chablis, la CPPTM est à proscrire pour la plupart des strates de structure équienne, les strates très denses (classe de densité « A »), une portion des strates sur un sol très mince (code de milieu physique « 0 ») et les strates comportant du pin gris[13]. Enfin, ce traitement n'est pas approprié pour les strates susceptibles à la remontée de la nappe phréatique (codes de milieu physique « 7 », « 8 » ou « 9 »).

Variables déterminant la période d'application du traitement

Afin de s'assurer que ces strates irrégulières ont une régénération suffisante, la CPPTM peut être appliquée aux strates qui ont atteint ou dépassé la maturité absolue[14] (tableau 1).

Tableau 1. Valeur des variables à l'échelle de la strate déterminant la période d'application de la CPPTM.

Variable	Seuil ≥	Seuil ≤
Maturité absolue (année)	0	50

Effets du traitement

Bien que le prélèvement de la CPPTM varie de 70 à 95 %, le prélèvement appliqué au calcul est de 90 % du volume marchand. Le choix de la courbe *effets de traitement* repose sur la prédiction de la composition de la strate après l'application du traitement[15] (figure 2). Pour prendre en compte qu'une strate traitée par une CPPTM a un volume marchand résiduel, elle est positionnée à l'âge de 10 ans[16] sur sa courbe *effets de traitement* (tableau 2).

Tableau 2. Valeur des paramètres déterminant les effets de la CPPTM.

Paramètre	Valeur
Prélèvement	90 % du volume
Position de retour	10 ans
Délai entre les interventions	Aucun

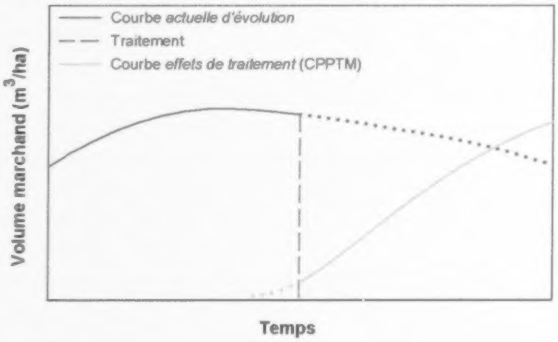


Figure 2. Illustration d'un exemple d'un scénario sylvicole de la CPPTM. La courbe *effets de traitement* est une courbe *actuelle d'évolution* sélectionnée selon la prédiction de la composition de la strate après l'application du traitement.

Autres implications du traitement dans le calcul

La CPPTM atténue les effets négatifs de la récolte sur la qualité visuelle des paysages sensibles[17] et sur les populations de certaines espèces fauniques[18] en comparaison avec les coupes totales.

[10] Les strates de structure irrégulière ont été identifiées à l'aide de la méthode développée par Boucher et al. (2003).
[11] Toutefois, la présence de la régénération n'est pas perceptible à l'échelle du calcul.
[12] Beaupré et al. (2013).
[13] Les tiges d'épinette noire en sous étage de pin gris manque de stabilité.
[14] L'âge auquel le peuplement donne le plus grand accroissement annuel moyen en volume, calculé avec un diamètre à hauteur de poitrine de référence de plus de 9 cm.

[15] La courbe *effets de traitement* est une courbe *actuelle d'évolution* existante (se référer au fascicule 2.4 – Évolution des strates). La composition de la strate à la suite du traitement est attribuée en fonction des résultats prédits par le modèle de succession forestière SUCCÈS-2009, des données de suivi des traitements sylvicoles ou d'autres informations dont dispose l'analyste.
[16] Comité consultatif scientifique du manuel d'aménagement forestier (2002).
[17] Yelle et al. (2008). Se référer au fascicule 4.15 – Qualité visuelle des paysages.
[18] Samson et al. (2002), Fenton et al. (2008). Se référer au fascicule 4.6 – Habitats fauniques.

État des connaissances

La CPPTM a vu le jour au cours des années 1990, sa mise en œuvre étant favorisée par l'apparition de machineries mieux adaptées pour la récolte sélective. Des chercheurs de l'Université Laval étudient les effets de la CPPTM à l'aide d'un dispositif de 1 700 placettes mises en place de 1997 à 2005. Ces placettes sont réparties dans tous les sous-domaines bioclimatiques de la forêt boréale québécoise. Des chercheurs de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue et de la Chaire de recherche CRSNG – Université Laval en sylviculture et faune ont aussi installé des dispositifs permanents respectivement en Abitibi et sur la Côte-Nord. Enfin, depuis 2005, les chercheurs du ministère des Ressources naturelles mesurent les effets réels du traitement dans un cadre opérationnel.

L'ensemble de ces travaux sont encore trop récents pour évaluer précisément les effets du traitement sur les rendements. À défaut d'avoir suffisamment de données à long terme avec des CPPTM contemporaines, les rendements actuels sont basés sur des coupes faites autrefois à l'aide de chevaux, lesquelles s'apparentenr aux effet de la CPPTM.

Références

Références citées

Beaupré, P., M. Riopel et J. Bégin. 2013. Coupe avec protection des petites tiges marchandes. Chapitre 21. *Dans* Ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier. Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 516-545.

Boucher, D., L. De Grandpré et S. Gauthier. 2003. Développement d'un outil de classification de la structure des peuplements et comparaison de deux territoires de la pessière à mousses du Québec. Forestry Chronicle, 79 (2) : 318-328.

Comité consultatif scientifique du manuel d'aménagement forestier. 2002. Coupe avec protection des petites tiges marchandes – Avis scientifique. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 146 p.

Fenton, N., H. Bescond, L. Imbeau, C. Boudreault, P. Drapeau et Y. Bergeron. 2008. Évaluation sylvicole et écologique de la coupe partielle dans la forêt boréale de la ceinture d'argile. *Dans* S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron. Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Québec, Qc, pp. 393-415.

Riopel, M., J. Bégin et J.-C. Ruel. 2010. Probabilités de pertes des tiges individuelles, cinq ans après des coupes avec protection des petites tiges marchandes, dans des forêts résineuses du Québec. Revue canadienne de recherche forestière, 40 : 1458-1472.

Riopel, M., J. Bégin et J.-C. Ruel. 2011. Coefficients de distribution de la régénération, cinq ans après des coupes avec protection des petites tiges marchandes appliquées dans des sapinières et des pessières noires du Québec. Forestry Chronicle, 87 : 669-683.

Riopel, M. 2012. Étude de coupes avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) 5 et 10 ans après traitement : probabilités de pertes, distribution de la régénération et probabilités d'insolation hivernale. Thèse de doctorat. Faculté de foresterie, de géographie et de géomatique, Université Laval, Québec, Qc, 153 p.

Ruel, J.-C., V. Roy, J.-M. Lussier, D. Pothier, P. Meek et D. Fortin. 2007. Mise au point d'une sylviculture adaptée à la forêt boréale irrégulière. Forestry Chronicle, 83 : 367-374.

Samson, C., C. Dussault, R. Courtois et J.-P. Ouellet. 2002. Guide d'aménagement de l'habitat de l'orignal. Société de la faune et des parcs du Québec, Fondation de la faune du Québec et ministère des Ressources naturelles, Sainte-Foy, Qc, 48 p.

Thorpe, H.C., S.C. Thomas et J.P. Caspersen. 2008. Tree mortality following partial harvests is determined by skidding proximity. Ecological Application, 18 : 1652-1663.

Yelle, V., L. Bélanger et J. Pâquet. 2008. Acceptabilité visuelle de coupes forestières pour la pessière noire : comparaison de la coupe à blanc traditionnelle et de différents types de rétention végétale chez divers groupes d'intérêt issus d'une région ressource forestière. Revue canadienne de recherche forestière, 38 (7) : 1983-1995.

Lecture suggérée

Beaupré, P., M. Riopel et J. Bégin. 2013. Coupe avec protection des petites tiges marchandes. Chapitre 21. *Dans* Ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier. Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 516-545.

Rédaction : Julie Poulin, biol., M.Sc.
Collaboration : Boris Dufour, biol., Ph.D. (UQAC), François Plante, ing.f. (BFEC), Louis Prévost, ing.f., M.Sc. (BFEC) et Richard Tremblay, tech.f. (BFEC).
Révision : Pierre Beaupré, ing.f. (MRN), Jean Bégin, ing.f., Ph.D. (U. Laval), Brian Harvey, ing.f., Ph.D. (UQAT), Catherine Larouche, ing.f., Ph.D. (MRN), Daniel Pin, ing.f., M.Sc. (BFEC), David Pothier, ing.f., Ph.D. (U. Laval), Martin Riopel, ing.f., Ph.D. (U. Laval) et Stéphane Tremblay, ing.f., M.Sc. (MRN).

Référence à citer : Poulin, J. 2013. Coupe avec protection des petites tiges marchandes. Fascicule 3.4. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 91-93.

3.5 Éclaircie commerciale

Dans le cadre du calcul des possibilités forestières, l'éclaircie commerciale est appliquée de 15 à 35 ans avant l'application de la coupe totale ou de la coupe progressive régulière. Elle consiste à récolter environ le tiers du volume marchand. Le volume cumulatif récolté (éclaircie + coupe finale) est équivalent à celui récolté dans une strate non éclaircie.

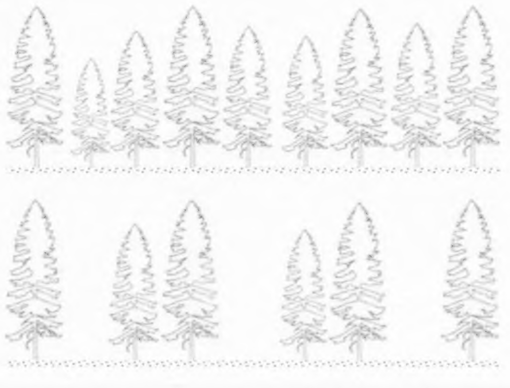
Crédit photo : Louis Imbeau

Description

L'éclaircie commerciale[1] (EC) est un traitement d'éducation qui consiste à récolter une partie du volume marchand d'un peuplement en période de prématurité. Elle doit être réalisée avant que la compétition cause un ralentissement trop important de la croissance en diamètre des arbres[2]. Elle vise à produire à maturité des arbres d'essences recherchées de plus grosses dimensions et ayant une plus grande valeur que ceux de peuplements équivalents non éclaircis. L'EC est généralement pratiquée dans des plantations ou des peuplements qui ont subi une éclaircie précommerciale.

L'EC favorise la croissance en diamètre et la vigueur des arbres résiduels[3]. Le gain en diamètre dépend entre autres de l'essence, de la vigueur, du diamètre et de l'âge de l'arbre ainsi que de la surface terrière avant[4] et après coupe et de la qualité de la station. La production d'arbres de plus fortes dimensions augmente leur valeur marchande. Toutefois, l'EC n'augmenterait pas le volume marchand des peuplements résineux[5]; la somme du volume récolté lors de l'éclaircie (ou des éclaircies) et de la coupe finale est pratiquement égale à celui d'une coupe finale sans EC. L'EC diminue la compétition entre les arbres pour les ressources. Les arbres résiduels obtiennent de meilleures conditions de croissance, ce qui peut améliorer leur vigueur. De plus, les peuplements d'épinettes et de sapins éclaircis ont une plus grande résistance aux épidémies de tordeuses des bourgeons de l'épinette[6].

Trois variantes existent, soit l'EC systématique, l'EC sélective et l'EC mixte[7]. L'EC systématique consiste à récolter les arbres selon un patron géométrique (ex. : une ligne à toutes les trois lignes). Elle est principalement utilisée dans les plantations, mais son utilisation est très marginale au Québec. L'EC sélective consiste à enlever prioritairement les arbres de mauvaise qualité, de faible vigueur et les moins prometteurs. Cette variante peut être « par le bas », visant à améliorer la croissance des arbres dominants et codominants, « par le haut », visant à réduire la compétition entre les arbres dominants, ou « neutre », qui est une combinaison des deux approches précédentes. Enfin, l'EC mixte est un mélange des deux autres variantes[7]. Pour l'ensemble de ces variantes, le prélèvement est d'environ du tiers du peuplement[8] (figure 1).



Crédit : Bureau du forestier en chef

Figure 1. Représentation simplifiée d'un peuplement avant et après l'application de l'EC.

1 La section « description » résume uniquement l'information pertinente pour comprendre l'éclaircie commerciale dans le calcul des possibilités forestières. Pour plus d'information, veuillez consulter Laflèche et al. (2013).
2 Smith et al. (1997).
3 Erdmann (1987), Wiley et Zeide (1989), Curtis et al. (1997), Karlsson (2006).
4 La surface terrière totale est un bon indicateur du degré de compétition entre les arbres (Rondeux 1993) et peut servir à déterminer le moment de l'éclaircie (Prégent 2003).
5 Zeide (2001), Comité consultatif scientifique du manuel d'aménagement forestier (2003), Pelletier et Pitt (2008).
6 Thibault et al. (1995), Beauce (1996).
7 Laflèche et al. (2013).
8 Prégent (1998).

Application dans le calcul

Aux fins du calcul, les strates sont éclaircies une seule fois[9] avant l'application d'un procédé de régénération de la famille des coupes totales ou d'une coupe progressive régulière, lorsque la surface terrière est adéquate selon le type de forêt. Environ le tiers du volume marchand ou de la surface terrière marchande de la strate est récolté.

Caractéristiques des strates pour lesquelles le traitement est utilisé

L'EC est utilisée pour les strates très productives[10] qui s'inscrivent dans des scénarios sylvicoles intensifs de la futaie régulière, issues d'une plantation ou qui ont subi un traitement d'éducation au stade gaulis[11]. L'EC est appropriée aux strates résineuses (en excluant les prucheraies et les cédrières), mixtes à feuillus intolérants, de feuillus tolérants et aux sapinières à bouleau jaune. Elle est aussi utilisée pour les pinèdes blanches même si, actuellement, ces strates n'ont habituellement pas subi de traitements d'éducation au stade gaulis. Ce traitement est inapproprié pour les strates où le sol est très mince (code de milieu physique « 0 »), puisque le risque de chablis y est plus élevé, ou pour les strates susceptibles à la remontée de la nappe phréatique[12] (code de milieu physique « 7 », « 8 » ou « 9 »).

Variables déterminant la période d'application du traitement

Les seuils de surface terrière marchande déterminant la période d'application de l'EC dépendent du type de forêt (tableau 1). Ces seuils sont établis afin que l'EC soit appliquée au moins 15 ans avant l'application de la coupe totale qui s'appliquera lors de l'atteinte de la maturité absolue[13] (tableau 1). Ainsi, pour les strates résineuses ou mixtes à feuillus intolérants et les sapinières (à bouleau jaune), l'EC peut être appliquée lorsque la surface terrière marchande est entre 25 et 32 m²/ha. Pour les strates de feuillus tolérants, la surface terrière marchande doit être entre 22 et 27 m²/ha et les chênaies, entre 24 et 30 m²/ha. Enfin, pour les pinèdes blanches, l'âge de la strate doit être entre 100 et 130 ans et la surface terrière marchande, entre 22 et 50 m²/ha.

Tableau 1. Valeur des variables à l'échelle de la strate déterminant la période d'application de l'EC selon le type de forêt.

Variable	Seuil ≥	Seuil ≤
Résineux, mixtes à feuillus intolérants ou sapinières à bouleau jaune		
Maturité absolue	-25	-15
Surface terrière marchande (m²/ha)	25	32
Feuillus tolérants		
Surface terrière marchande (m²/ha)	22	27
Chênaies		
Surface terrière marchande (m²/ha)	24	30
Pinèdes blanches		
Âge de la strate (année)	100	130
Surface terrière (m²/ha)	22	50

[a] Lorsque deux EC sont planifiées, le 1er est réalisé entre 70 à 100 ans

Effets du traitement

Les effets de l'EC s'apparentent aux effets de l'EC sélective neutre. Ils diffèrent selon le type de forêt. Le volume marchand cumulatif récolté (éclaircie + coupe totale) est équivalent à celui récolté dans une strate non éclaircie. Toutefois, en augmentant le diamètre moyen des tiges récoltées, ce traitement peut contribuer à maximiser la rentabilité économique[14].

Résineux ou mixtes à feuillus intolérants

Le prélèvement de l'EC dans ces types de forêt correspond à 33 % du volume marchand (tableau 2). La courbe *effets de traitement* est parallèle à la courbe *actuelle d'évolution*[15] (figure 2). La strate traitée est positionnée sur sa courbe *effets de traitement* à l'âge qu'elle avait lors de l'application de l'EC. La strate demeure inadmissible au prochain traitement pendant 15 ans.

[9] Dans certains cas, des scénarios avec deux EC sont prévus (ex. : dans les pinèdes).
[10] La végétation potentielle a servi à l'identification des strates productives.
[11] Se référer au fascicule 3.2 – Éducation au stade gaulis.
[12] Les passages répétés de la machinerie, attribuables aux scénarios sylvicoles intensifs, favorisent la remontée de la nappe phréatique.
[13] L'âge auquel le peuplement donne le plus grand accroissement annuel moyen en volume, calculé avec un diamètre à hauteur de poitrine de référence de plus de 9 cm.

[14] Le scénario sylvicole dans lequel s'inscrit l'EC inclut une éclaircie précommerciale, ce qui contribue également à augmenter la qualité des bois. La qualité des bois est prise en compte dans l'analyse économique à l'aide d'un ajustement à la valeur des bois; se référer au fascicule 4.14 – Rentabilité économique.
Pour certaines unités d'aménagement, la courbe *effets de traitement* comprend également une augmentation du diamètre moyen des tiges. Cet effet est obtenu par le retrait d'une plus grande proportion du nombre de tiges (ex. : 40 %) par rapport au retrait en volume (33 %).
[15] Le volume marchand est réduit du tiers à la maturité absolue et cette différence est maintenue dans le temps. Se référer à l'*Avis scientifique* du Comité consultatif scientifique du manuel d'aménagement forestier (2003) pour l'explication du rendement du type « plateau » et au fascicule 2.4 – Évolution des strates.

Tableau 2. Valeur des paramètres déterminant les effets de l'EC selon le type de forêt.

Paramètre	Valeur
Résineux ou mixtes à feuillus intolérants	
Prélèvement	33 % du volume
Position de retour	Âge avant le traitement[a]
Délai entre les interventions	15 ans
Sapinières à bouleau jaune, feuillus tolérants ou pinèdes blanches	
Prélèvement	27 à 33 % de la surface terrière[b]
Position de retour	Variable[b]
Délai entre les interventions	30 ans

[a] La strate conserve l'âge qu'elle avait lors de l'application du traitement.
[b] La strate traitée est positionnée sur sa courbe *effets de traitement* selon sa surface terrière marchande résiduelle.

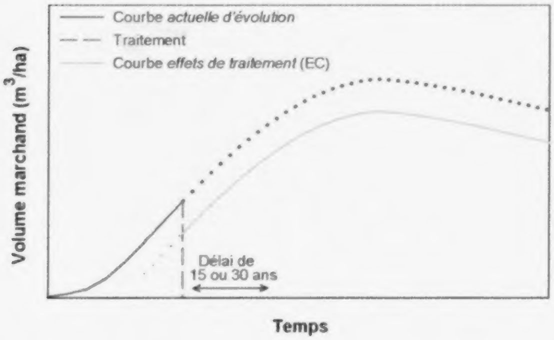


Figure 2. Illustration d'un exemple d'un scénario sylvicole de l'EC appliquée à une strate résineuse ou mixte à feuillus intolérants. La courbe *effets de traitement* est parallèle à la courbe *actuelle d'évolution*.

Sapinières à bouleau jaune, strates de feuillus tolérants ou pinèdes blanches

Le prélèvement dans ces types de forêt est d'environ 30 % de la surface terrière marchande[16] (tableau 2). La courbe *effets de traitement* de chaque strate est produite à l'aide du modèle de prélèvement de ARTÉMIS-2009[17] (figure 3).

La strate traitée est positionnée sur sa courbe *effets de traitement* selon sa surface terrière marchande résiduelle après l'application de l'EC[18]. Les strates traitées sont inadmissibles à d'autres traitements pendant 30 ans. Ce délai avant la coupe totale assure le gain en diamètre des arbres résiduels des essences longévives.

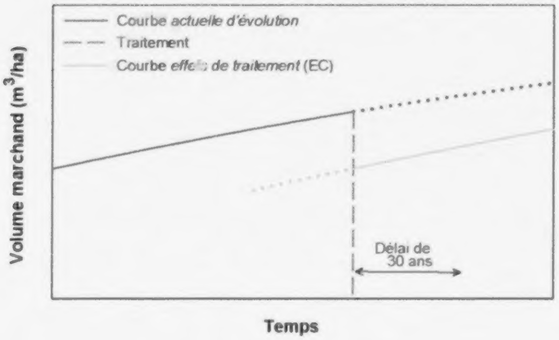


Figure 3. Illustration d'un exemple d'un scénario sylvicole de l'EC appliquée à une sapinière à bouleau jaune, une strate de feuillus tolérants ou une pinède blanche. La courbe *effets de traitement* est produite à l'aide du modèle de prélèvement de ARTÉMIS-2009.

État des connaissances

Au Québec, ce traitement est d'application relativement récente. Très peu d'études ont été menées sur les effets de l'éclaircie commerciale sur la production en volume des essences indigènes, spécialement pour les épinettes. La plupart de celles-ci rapportent peu de variation de la production en volume marchand[19]. Le programme actuel d'étude des effets réels de l'éclaircie commerciale de la Direction de la recherche forestière (ministère des Ressources naturelles) permettra de préciser les effets du traitement dans le contexte opérationnel du Québec[20].

Références

Références citées

Beauce, É. 1996. One and two years impact of commercial thinning on spruce budworm feeding ecology and host tree foliage production and chemistry. Forestry chronicle, 72 : 393-398.

Comité consultatif scientifique du manuel d'aménagement forestier. 2003. Éclaircie commerciale pour le groupe de production prioritaire SEPM. Avis scientifique. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 79 p.

Curtis, R.O., D.D. Marshall et J.F. Bell. 1997. Logs: A pioneering example of silvicultural research in Coastal Douglas-fir. Journal of Forestry, 95 : 19-25.

Erdmann, G.G. 1987. Methods of commercial thinning in even-aged northern hardwood stands. *Dans* Nyland, R.D., Managing Northern Hardwoods, Proceeding sylvicultural Symposium, SUNY College Environmental science forestry, Syracuse, New York, p. 191-210.

Karlsson, K. 2006. Impact of the thinning regime on the mean diameter of the largest stems by diameter at breast height in even aged *Picea abies* stands. Scandinavian Journal of Forest Research, 21 : 20-31.

[16] Le prélèvement correspond à la différence entre la surface terrière marchande de la strate avant le traitement et celle à sa position de retour sur la courbe *effets de traitement*.
[17] Se référer au fascicule 2.4 – Évolution des strates.
[18] Se référer à Poulin (2013) pour l'explication des « retours multiples ».
[19] Comité consultatif scientifique du manuel d'aménagement forestier (2003).
[20] Tremblay et Laflèche (2012) rapportent les résultats obtenues après 5 ans. Toutefois, une période d'observation plus longue est nécessaire pour caractériser la réponse des peuplements.

Laflèche, V., C. Larouche et F. Guillemette. 2013. L'éclaircie commerciale. Chapitre 15. *Dans* Ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier. Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 300-327.

Pelletier, G et D.G. Pitt. 2008. Silvicultural responses of two spruce plantations to midrotation commercial thinning in New Brunswick. Revue canadienne de recherche forestière, 38 : 851-867.

Poulin, J. 2013. Création des courbes d'évolution. Calcul des possibilités forestières 2013-2018. Bureau du forestier en chef, Roberval, Qc, 53 p. http://forestierenchef.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/2012/12/BFEC_CreationCourbes.pdf (consulté le 30 octobre 2013)

Prégent, G. 1998. L'éclaircie dans les plantations. Mémoire de recherche forestière n° 133. Ministère des Ressources naturelles, Québec, Qc, 38 p.

Rondeux, J. 1993. La mesure des arbres et des peuplements forestiers. Les presses agronomiques de Gembloux, 521 p.

Smith, D.M., B.C. Larson, M.J. Kelty et P.M.S. Ashton. 1997. The pratice of sylviculture: Applied forest ecology, 9th edition. John Wiley et Sons, New York, 537 p.

Thibault, D., J. Ségin et L. Bélanger. 1995. Relations entre des indicateurs de croissance du sapin baumier en début d'épidémie et sa vulnérabilité à la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Revue canadienne de recherche forestière, 25 (8) : 1292-1302.

Tremblay, S. et V. Laflèche. 2012. Résultats obtenus 5 ans après traitement dans les placettes du réseau de la mesure des effets réels de l'éclaircie commerciale en peuplements résineux.

Wiley, S. et B. Zeide. 1989. Thirty-year development of loblolly pine stands at various densities. USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. SO-GTR-74. pp. 199-204.

Zeide, B. 2001. Thinning and growth: a full turnaround. Journal of Forestry, 99 : 20-25.

Lecture suggérée

Laflèche, V., C. Larouche et F. Guillemette. 2013. L'éclaircie commerciale. Chapitre 15. *Dans* Ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier. Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 300-327.

Rédaction : Julie Poulin, biol., M.Sc.

Collaboration : Sylvain Chouinard, ing.f. (BFEC), Boris Dufour, biol., Ph.D. (UQAC), Louis Prévost, ing.f., M.Sc. (BFEC) et Gordon Weber, ing.f. (BFEC).

Révision : Michel Caron, ing.f. (BFEC), Mathieu Gingras, ing.f., M.G.P. (FPInnovations), Simon Guay, ing.f. (BFEC), François Guillemette, ing.f., M.Sc. (MRN), Brian Harvey, ing.f., Ph.D. (UQAT), Catherine Larouche, ing.f., Ph.D. (MRN), Guy Lesage, ing.f. (MRN), Lisabeth Morin, ing.f. (BFEC), Philippe Nolet, biol., M.Sc. (ISFORT), Daniel Pin, ing.f., M.Sc. (BFEC), David Pothier, ing.f., Ph.D. (U. Laval) et Stéphane Tremblay, ing.f., M.Sc. (MRN).

Référence à citer : Poulin, J. 2013. Éclaircie commerciale. Fascicule 3.5. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 95-98.

3.6 Coupe progressive régulière

Crédit photo : Gordon Weber

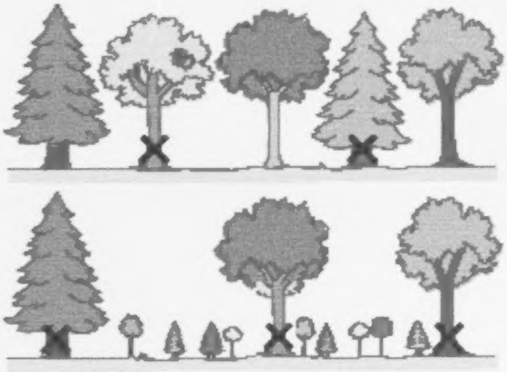
Dans le cadre du calcul des possibilités forestières, la coupe progressive régulière comporte une coupe d'ensemencement suivie, 15 à 30 années plus tard, d'une coupe finale. La coupe d'ensemencement prélève de 40 à 50 % volume marchand et la coupe finale, de 80 à 99 % selon le type de forêt. Après l'application de la coupe finale, la strate traitée est positionnée à l'âge de 5 ans ou à la surface terrière marchande d'environ 3 m^2/ha sur sa courbe *effets de traitement*.

Description

La coupe progressive régulière[1] (CPR) est un procédé de régénération composé principalement d'une coupe d'ensemencement suivie d'une coupe finale[2] et dont la période de régénération[3] est inférieure à 1/5 de la révolution[4] du peuplement[5] (figure 1). Ce traitement vise à favoriser l'installation d'une nouvelle cohorte de régénération naturelle d'essences désirées sous un couvert protecteur d'arbres semenciers avant la coupe finale. La présence des arbres semenciers, l'augmentation de la disponibilité de la lumière et la création de lits de germination favorisent l'établissement et le développement de la régénération d'essences tolérantes ou semi-tolérantes à l'ombre.

La CPR génère un peuplement de structure régulière. Elle est particulièrement appropriée dans les peuplements matures de structure régulière et dont les essences désirées peuvent s'établir sous le couvert. Elle peut toutefois être réalisée dans des peuplements de structure irrégulière lorsque le potentiel des arbres résiduels pour la production de bois de qualité est faible. La CPR s'apparente à une dynamique naturelle dominée par des perturbations d'intensité modérée (ex. : feux de surface, chablis partiels, épidémies d'insectes) causant une mortalité partielle ou totale du peuplement dans un intervalle de temps relativement court.

La CPR peut contribuer à produire du bois de qualité supérieure. Elle permet de choisir les essences à régénérer. De plus, une cohorte de régénération suffisamment dense favorise la compétition et l'élagage hâtif des arbres d'avenir. Toutefois, la forte ouverture du couvert lors de la coupe d'ensemencement peut causer l'insolation hivernale du tronc des arbres résiduels provoquant une diminution de la qualité des tiges[6].



Crédit : Agence des forêts privées du Québec

Figure 1. Représentation simplifiée de l'application d'une coupe d'ensemencement et d'une coupe finale de la CPR.

L'intensité de la coupe d'ensemencement est fonction de l'essence à régénérer, du risque de chablis, de la richesse relative de la station et de la présence d'espèces concurrentes. Les meilleurs semenciers d'essences désirées font partie du couvert protecteur. Une préparation de terrain ou un regarni peuvent s'avérer nécessaires pour assurer la réussite du traitement. La coupe finale est exécutée lorsque la hauteur, la densité et la distribution de la régénération sont adéquates.

1 La section « description » résume uniquement l'information pertinente pour comprendre la coupe progressive régulière dans le calcul des possibilités forestières. Pour plus d'information, veuillez consulter Raymond et al. (2013).
2 La coupe préparatoire et les coupes secondaires sont facultatives.
3 Période de temps pendant laquelle la régénération s'établit et se développe, débutant avec la coupe d'ensemencement et se terminant avec la coupe finale (Smith et al. 1997).
4 Durée du cycle de développement d'un peuplement traité en futaie régulière, depuis son origine jusqu'à son âge d'exploitabilité (MRN – Glossaire forestier).
5 Ce qui différencie ce traitement de la CPI à régénération lente (CPI-RL) est la période de régénération qui est plus courte, soit ≤ 1/5 de la révolution pour la CPR comparativement à > 1/5 pour la CPI-RL.

6 Raymond et al. (2013).

Application dans le calcul

Aux fins du calcul, la CPR se traduit par une coupe d'ensemencement qui prélève de 40 à 50 % de la surface terrière ou du volume, suivie, 15 à 30 années plus tard, d'une coupe finale (prélèvement de 80 à 99 %). Ces paramètres varient en fonction du type de forêt. La position de retour sur la courbe *effets de traitement* après la coupe finale est de 5 ans ou 3 m^3/ha, selon le type de forêt.

Caractéristiques des strates pour lesquelles le traitement est utilisé

La CPR est utilisée pour les strates aménagées selon le régime de la futaie régulière qui s'inscrivent dans des scénarios sylvicoles de base ou intensifs. Elle s'applique particulièrement aux strates résineuses (en excluant les prucheraies et les cèdrières) et mixtes à feuillus intolérants. Elle s'applique également aux sapinières à bouleau jaune et aux strates de feuillus tolérants (bétulaies jaunes, chênaies et érablières). La densité de la strate doit être supérieure à 60 % (classe de densité « A » ou « B »). Une forte densité prédispose la strate à un manque de régénération en fin de révolution.

Ce traitement est approprié pour les strates susceptibles à la remontée de la nappe phréatique (code de milieu physique « 7 », « 8 » ou « 9 »). Toutefois, il est inapproprié pour les strates dont le sol est très mince (code de milieu physique « 0 ») puisque le risque de chablis y est plus élevé.

Variables déterminant la période d'application du traitement

La variable déterminant la période d'application de la coupe d'ensemencement de la CPR diffère selon le type de forêt (tableau 1). Le seuil utilisé vise à assurer la présence de suffisamment d'arbres semenciers. Ainsi, pour les strates résineuses ou mixtes à feuillus intolérants, elle peut s'appliquer dans les 15 années suivant l'atteinte de la maturité absolue[7]. Un seuil minimal de volume marchand (ex. : 125 m^3/ha) peut être spécifié pour assurer la rentabilité du traitement. Pour les strates de feuillus tolérants ou les sapinières à bouleau jaune, la coupe d'ensemencement peut s'appliquer lorsque la strate a atteint ou dépassé le seuil minimal de surface terrière marchande (tableau 1). Pour les pinèdes blanches, la strate doit avoir atteint au moins 130 ans. Pour l'ensemble de ces types de forêts, la coupe finale peut être appliquée après un certain nombre de périodes (se référer à la section *Effets du traitement*).

[7] L'âge auquel le peuplement donne le plus grand accroissement annuel moyen en volume, calculé avec un diamètre à hauteur de poitrine de référence de plus de 9 cm.

Tableau 1. **Valeur des variables à l'échelle de la strate déterminant la période d'application de la coupe d'ensemencement de la CPR selon le type de forêt.**

Variable	Seuil ≥	Seuil ≤
Résineux ou mixtes à feuillus intolérants		
Maturité absolue (année)	0	15
Sapinières à bouleau jaune ou feuillus tolérants		
Surface terrière marchande (m^2/ha)	22	
Chênaies		
Surface terrière marchande (m^2/ha)	24	
Pinèdes blanches		
Âge (année)	130	

Effets du traitement

Les effets de la CPR diffèrent selon le type de forêt[8].

Résineux ou mixtes à feuillus intolérants

Le prélèvement de la coupe d'ensemencement dans ces types de forêt est d'environ 40 % du volume marchand (tableau 2). La courbe *effets de traitement* est proportionnelle à la courbe *actuelle d'évolution*[9] (figure 2). La strate traitée est positionnée sur sa courbe *effets de traitement* à l'âge qu'elle avait lors de l'application de la coupe d'ensemencement.

La coupe finale peut être appliquée 15 ans après la coupe d'ensemencement (tableau 2). Ce délai vise à permettre à la régénération d'atteindre une hauteur suffisante pour se soustraire à la végétation concurrente. La coupe finale prélève 99 % du volume marchand.

La composition de la courbe *effets de traitement* assignée à la strate à la suite de la coupe finale est fonction de l'*essence à promouvoir*[10]. Puisque la régénération s'établit lors de la coupe d'ensemencement, la strate traitée est positionnée sur sa courbe *effets de traitement* à l'âge de 5 ans.

[8] Le type de courbe *effets de traitement* diffèrent selon le type de forêt (se référer au fascicule 2.4 – Évolution des strates). De plus, le prélèvement est fonction du volume marchand avec NATURA-2009 et de la surface terrière marchande avec ARTÉMIS-2009. Enfin, la position de retour sur la courbe *effets de traitement* est fonction de l'âge avec NATURA-2009 et de la surface terrière avec ARTÉMIS-2009.

[9] Les valeurs des différentes variables sont réduites de manière proportionnelle au prélèvement, soit de 40 %. Se référer au fascicule 2.4 – Évolution des strates.

[10] La courbe *effets de traitement* est une courbe *actuelle d'évolution* existante (se référer au fascicule 2.4 – Évolution des strates).

Tableau 2. Valeur des paramètres déterminant les effets de la CPR selon le type de forêt et le type d'intervention (coupe d'ensemencement ou coupe finale).

Paramètre	Valeur
Résineux ou mixtes à feuillus intolérants	
Prélèvement	
Coupe d'ensemencement	40 % du volume
Coupe finale	97 à 99 % du volume
Position de retour	
Coupe d'ensemencement	Âge avant le traitement[a]
Coupe finale	5 ans
Délai entre les interventions	
Coupe d'ensemencement	15 ans
Coupe finale	Aucun
Sapinières à bouleau jaune, feuillus tolérants ou pinèdes blanches	
Prélèvement	
Coupe d'ensemencement	40 à 50 % de la surface terrière[b]
Coupe finale	80 % de la surface terrière
Position de retour	
Coupe d'ensemencement	Variable[b]
Coupe finale	~ 3 m^2/ha
Délai entre les interventions	
Coupe d'ensemencement	15 à 30 ans
Coupe finale	Aucun

[a] La strate conserve l'âge qu'elle avait lors de l'application du traitement.
[b] La strate traitée est positionnée sur sa courbe *effets de traitement* selon sa surface terrière marchande résiduelle.

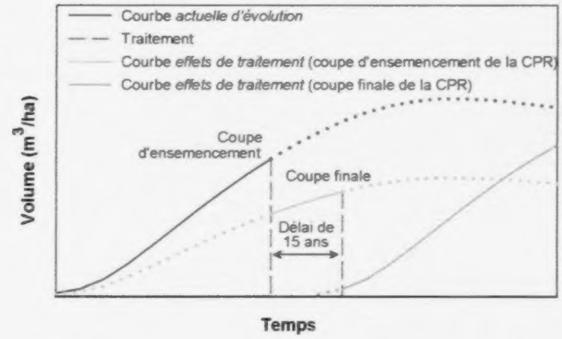


Figure 2. Illustration d'un exemple d'un scénario sylvicole de la CPR appliquée à une strate résineuse ou mixte à feuillus intolérants. La courbe *effets de traitement* de la coupe d'ensemencement est proportionnelle à la courbe *actuelle d'évolution*. Celle de la coupe finale est une courbe *actuelle d'évolution* sélectionnée selon l'*essence à promouvoir*.

Sapinières à bouleau jaune, feuillus tolérants ou pinèdes blanches

Le prélèvement de la coupe d'ensemencement dans ces types de forêt varie de 40 à 50 % de la surface terrière marchande[11] (tableau 2). La courbe *effets de traitement* de ces types de forêt est généralement la même pour la coupe d'ensemencement et pour la coupe finale (figure 3). Elle est produite à l'aide du modèle de prélèvement de ARTÉMIS-2009[12]. La strate traitée est positionnée sur sa courbe *effets de traitement* selon la surface terrière marchande résiduelle de la strate après l'application de la coupe d'ensemencement[13].

La coupe finale dans ces types de forêt peut être appliquée de 15 à 30 ans après la coupe d'ensemencement[14] (tableau 2). La coupe finale prélève 80 % de la surface terrière marchande. La strate traitée est positionnée sur sa courbe *effets de traitement* à une surface terrière marchande résiduelle d'environ 3 m^2/ha; cette surface terrière correspond généralement aux tiges de moins de 24 cm de diamètre à hauteur de poitrine et aux legs biologiques laissés sur pied dans ces types de forêt.

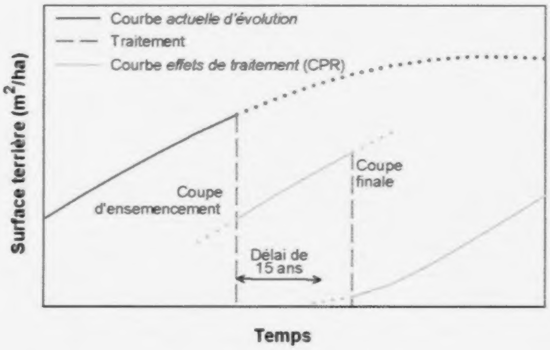


Figure 3. Illustration d'un exemple d'un scénario sylvicole de la CPR appliquée à une sapinière à bouleau jaune, une pinède blanche ou une strate de feuillus tolérants. La courbe *effets de traitement*, produite à l'aide du modèle de prélèvement de ARTÉMIS-2009, est la même pour la coupe d'ensemencement et la coupe finale.

Scénario sylvicole

Afin d'assurer la réussite du traitement, un scarifiage peut être planifié selon l'*essence à promouvoir* de la strate. Une éclaircie commerciale[15] peut précéder l'application d'une CPR dans certains types de forêt (ex. : pinèdes blanches).

[11] Le prélèvement correspond à la différence entre la surface terrière marchande de la strate avant le traitement et celle à la position de retour sur la courbe *effets de traitement*.

[12] Se référer au fascicule 2.4 – Évolution des strates.
[13] Se référer à Poulin (2013) pour l'explication des « retours multiples ».
[14] Le délai varie d'une intervention à l'autre puisque la strate n'est pas nécessairement récoltée à la période où elle est admissible à la récolte.
[15] Se référer au fascicule 3.6 – Éclaircie commerciale.

Autres implications du traitement dans le calcul

Le maintien d'une proportion du couvert arborescent limite la remontée de la nappe phréatique sur les stations humides[16] et assure une certaine protection du sol[17]. La CPR peut contribuer à contrer l'enfeuillement[18] et la raréfaction de certaines essences et maintenir temporairement un couvert mature, favorisant ainsi certaines espèces fauniques et le maintien de la qualité visuelle des paysages[19].

État des connaissances

La coupe progressive régulière est pratiquée depuis la fin des années 80 au Québec. La superficie traitée a varié entre mille et cinq mille hectares sur les terres publiques, et ce, répartie dans plusieurs régions et zones de végétation. Toutefois, les résultats de cette coupe sont parfois mitigés puisqu'elle a été exécutée sans égard aux conditions de réussite pour la régénération, comme le contrôle de la végétation concurrente.

Références

Références citées

Grondin, P. et A. Cimon. 2003. Les enjeux de la biodiversité relatifs à la composition forestière. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, Québec, Qc, 200 p.

Hannah, P.R. 1988. The shelterwood method in the Northeastern forest types: a literature review. Northern Journal of Applied Forestry, 5 : 70-77.

Matthews, J.D. 1989. Silvicultural systems. Clarendon Press, Oxford, U.K., 284 p.

MRN – Glossaire forestier http://glossaire-forestier.mrn.gouv.qc.ca/Liste.aspx (consulté le 30 septembre 2013)

Pothier, D., M. Prévost et I. Auger. 2003. Using the shelterwood method to mitigate water table rise after forest harvesting. Forest Ecology and Management, 179 : 573-583.

Poulin, J. 2013. Création des courbes d'évolution. Calcul des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Bureau du forestier en chef, Roberval, Qc. http://forestierenchef.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/2012/12/BFEC_CreationCourbes.pdf (consulté le 30 octobre 2013)

Raymond, P., I. Legault, L. Guay et C. Godbout. 2013. La coupe progressive régulière. Chapitre 19. *Dans* Ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier. Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 410-453.

Smith, D.M., B.C. Larson, M.J. Kelty et P.M.S. Ashton. 1997. The practice of silviculture: applied forest ecology. 7e édition. New York, John Wiley and Sons Inc., 537 p.

Lecture suggérée

Raymond, P., I. Legault, L. Guay et C. Godbout. 2013. La coupe progressive régulière. Chapitre 19. *Dans* Ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier. Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 410-453.

Rédaction : Julie Poulin, biol., M.Sc.
Collaboration : Sylvain Chouinard, ing.f. (BFEC), Boris Dufour, biol., Ph.D. (UQAC), Daniel Pin, ing.f., M.Sc. (BFEC), Louis Prévost, ing.f., M.Sc. (BFEC) et Gordon Weber, ing.f. (BFEC).
Révision : Brian Harvey, ing.f., Ph.D. (UQAT), Gaétan Laberge, ing.f., M.Sc. (DGR), Philippe Nolet, biol., M.Sc. (ISFORT), David Pothier, ing.f., Ph.D. (U. Laval), Patricia Raymond, ing.f., Ph.D. (MRN), Jean-Claude Ruel, ing.f., Ph.D. (U. Laval) et Stéphane Tremblay, ing.f., M.Sc. (MRN).

Référence à citer : Poulin, J. 2013. Coupe progressive régulière. Fascicule 3.6. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 99-102.

---

[16] Pothier et al. (2003).
[17] Matthews (1989).
[18] Grondin et Cimon (2003).
[19] Hannah (1988). Se référer au fascicule 4.2 – Composition végétale, au fascicule 4.6 – Habitats fauniques et au fascicule 4.15 – Qualité visuelle des paysages.

3.7 Coupe progressive irrégulière

Crédit photo : Guy Lessard

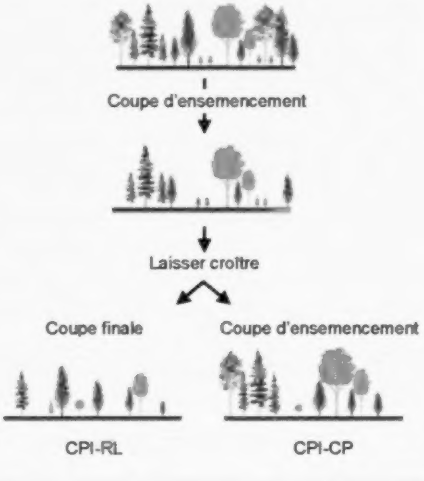
Dans le cadre du calcul des possibilités forestières, deux variantes de la coupe progressive irrégulière (CPI) sont utilisées : à couvert permanent (CPI-CP) et à régénération lente (CPI-RL). La CPI-CP consiste en une succession de coupes d'ensemencement qui prélève 30 à 40 % du volume marchand à tous les 30 à 40 ans. La CPI-RL consiste en une coupe d'ensemencement qui prélève 40 à 50 % du volume marchand suivi, 35 à 65 années plus tard, d'une coupe finale.

Description

La coupe progressive irrégulière[1] (CPI) est un procédé de régénération composé principalement de coupes partielles successives étalées sur plus de 1/5 de la révolution[2] du peuplement. La présence d'arbres semenciers, la disponibilité de la lumière au sol et la création de lits de germination favorisent l'établissement et le développement de la régénération d'essences tolérantes ou semi-tolérantes à l'ombre, à l'abri d'une forte concurrence végétale. Une préparation de terrain peut être nécessaire pour réduire l'abondance de la végétation concurrente et obtenir un nombre suffisant de microsites favorables et bien répartis.

Deux variantes de CPI sont utilisées dans le calcul : à couvert permanent et à régénération lente. La CPI à couvert permanent (CPI-CP) consiste en une série de coupes d'ensemencement qui maintiennent un couvert arborescent mature en permanence (figure 1). La CPI à régénération lente (CPI-RL) est composée d'une ou de plusieurs coupes d'ensemencement suivie d'une coupe finale[3] (figure 1).

La CPI crée ou maintient une structure irrégulière[4]. Elle vise l'installation d'une nouvelle cohorte de régénération naturelle à chaque intervention. Elle est particulièrement appropriée dans des peuplements de structure irrégulière composés de plusieurs essences dont la longévité et la tolérance à l'ombre diffèrent. Elle peut également être utilisée dans un contexte de réhabilitation pour convertir des peuplements de structure régulière vers une structure irrégulière ou pour restaurer un peuplement irrégulier appauvri par les interventions passées. Au fil des interventions, la CPI génère un peuplement constitué d'arbres dans deux à quatre classes d'âge. La CPI-CP peut s'apparenter à une dynamique naturelle dominée par des perturbations[5] modérées relativement fréquentes (ex. : chablis partiel) causant la mortalité de groupes d'arbres et d'arbres isolés. Quant à la CPI-RL, elle peut s'apparenter à une dynamique naturelle dominée par des perturbations peu fréquentes, mais graves (ex. : chablis catastrophique).



Crédit : Adapté de Raymond et al. (2009)

Figure 1. Représentation simplifiée de l'application dans le calcul des deux variantes de la CPI. La CPI-CP consiste en une succession de coupes d'ensemencement. La CPI-RL consiste en une coupe d'ensemencement suivie d'une coupe finale.

1 La section « description » résume uniquement l'information pertinente pour comprendre la coupe progressive irrégulière dans le calcul des possibilités forestières. Pour plus d'information, veuillez consulter Raymond et al. (2013).

2 Durée du cycle de développement d'un peuplement traité en futaie régulière, depuis son origine jusqu'à son âge d'exploitabilité (MRN – Glossaire forestier).

3 La CPI-RL peut également comprendre une ou deux coupes secondaires. La CPI-RL se différencie de la coupe progressive régulière (CPR) par la période de temps entre la coupe d'ensemencement et la coupe finale qui est plus longue, soit > 1/5 de la révolution pour la CPI-RL, comparativement à ≤ 1/5 pour la CPR (Raymond et al. 2013).

4 Se dit d'un peuplement multiétagé (deux étages ou plus), dont les arbres sont habituellement répartis dans deux à quatre classes d'âge et ayant une structure diamétrale non équilibrée (se référer au fascicule 3.8 – Coupes de jardinage).

5 Grenon et al. (2010).

Le scénario sylvicole varie en fonction des caractéristiques[6] du peuplement traité et des objectifs d'aménagement. La CPI-CP vise à établir des cohortes de régénération. Les ouvertures créées par la récolte par pied ou par groupe d'arbres, orientée prioritairement sur la mortalité potentielle, doivent satisfaire les exigences des essences désirées. Des semenciers vigoureux d'essences désirées seront sélectionnés pour faire partie du couvert protecteur. La coupe finale de la CPI-RL est exécutée lorsque la nouvelle cohorte a la capacité d'occuper l'espace de croissance libéré.

Application dans le calcul

Aux fins du calcul, les variables qui déterminent la période d'application de la CPI et ses effets diffèrent selon la variante utilisée et le type de forêt.

Caractéristiques des strates pour lesquelles le traitement est utilisé

La CPI est utilisée pour les strates de structure irrégulière aménagées selon le régime de la futaie irrégulière. Elle s'inscrit dans des scénarios sylvicoles de base ou intensifs. Elle s'applique aux strates résineuses. La CPI-CP s'applique également aux bétulaies jaunes et aux érablières.

La CPI n'est pas appliquée aux strates susceptibles à la paludification ou à l'envahissement par les éricacées puisque la perturbation du sol est insuffisante pour maintenir la productivité de ces strates[7].

Variables déterminant la période d'application du traitement

Afin de s'assurer que les strates comportent suffisamment d'arbres semenciers, les prélèvements correspondant aux coupes d'ensemencement de la CPI-CP peuvent être appliqués lorsque la strate atteint ou dépasse le seuil minimal de la surface terrière établi par type de forêt (tableau 1). Pour les strates résineuses (autres que les pucheraies, les cédrières et les pinèdes blanches), la coupe d'ensemencement de la CPI-RL peut s'appliquer dans les 15 années suivant l'atteinte de la maturité absolue[8].

Pour l'ensemble de ces types de forêts, la coupe finale peut être appliquée après un certain nombre de périodes (se référer à la section *Effets du traitement*).

Tableau 1. **Valeur des variables à l'échelle de la strate déterminant la période d'application de la coupe d'ensemencement de la CPI selon la variante et le type de forêt.**

Variable	Seuil ≥	Seuil ≤
CPI-CP		
Pessières, sapinières, bétulaies jaunes et érablières		
Surface terrière marchande (m²/ha)	22	
Prucheraies		
Surface terrière marchande (m²/ha)	24	
Cédrières		
Surface terrière marchande (m²/ha)	26	
CPI-RL		
Résineux		
Maturité absolue (année)	0	15

Effets du traitement

Les effets de la CPI diffèrent selon la variante.

CPI-CP[9]

La CPI-CP consiste en une succession de coupes d'ensemencement dont chacune prélève de 30 à 40 % de la surface terrière marchande[10] (tableau 2). La courbe *effets de traitement* de la CPI-CP est produite à l'aide du modèle de prélèvement de ARTÉMIS-2009[11] (figure 2). Lors de l'application du traitement, la strate traitée est positionnée sur sa courbe *effets de traitement* selon sa surface terrière résiduelle[12].

Tableau 2. **Valeur des paramètres déterminant les effets de la CPI-CP.**

Paramètre	Valeur
Prélèvement	30 à 40 % de la surface terrière
Position de retour	Variable[a]
Délai entre les interventions	25 ou 30 ans

[a] La strate traitée est positionnée sur sa courbe *effets de traitement* selon sa surface terrière marchande résiduelle.

6 Ces caractéristiques sont les exigences des essences à régénérer, la productivité du peuplement, les exigences d'éducation de la régénération, la surface terrière et la vigueur du peuplement.

7 Se référer au fascicule 4.9 – Paludification et au fascicule 4.10 – Éricacées.

8 L'âge auquel le peuplement donne le plus grand accroissement annuel moyen en volume, généralement calculé avec un diamètre à hauteur de poitrine de référence de plus de 9 cm.

9 Pour les pinèdes blanches et les strates de feuillus tolérants appauvries, les prélèvements varient de 40 à 50 % de la surface terrière marchande et un délai minimal de 35 ans s'applique. Aux fins du calcul, ces prélèvements correspondent à la coupe d'ensemencement de la CPI-RL. Les chênaies peuvent également être traitées par la CPI-RL.

10 Le prélèvement correspond à la différence entre le volume marchand de la strate avant le traitement et celui à la position de retour sur la courbe *effets de traitement*.

11 Se référer au fascicule 2.4 – Évolution des strates.

12 Se référer à Poulin (2013) pour l'explication des « retours multiples ».

La coupe d'ensemencement suivante peut être appliquée lorsque la strate atteint ou dépasse le seuil minimal de surface terrière établi en fonction du type de forêt (tableau 1). Généralement, le délai entre ces interventions est d'environ 30 à 40 ans, selon le type de forêt et la productivité de la strate[13]. Pour les strates plus productives, le délai minimal de 25 ans (tableau 2).

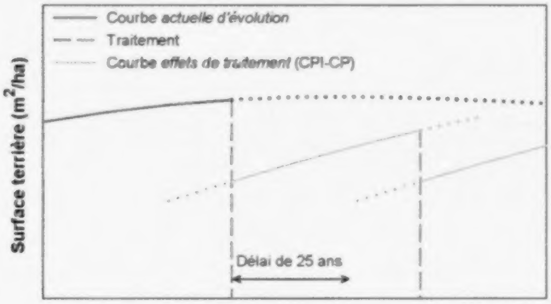


Figure 2. Illustration d'un exemple d'un scénario sylvicole de la CPI-CP. La courbe *effets de traitement* est produite à l'aide du modèle de prélèvement de ARTÉMIS-2009.

CPI-RL

La CPI-RL consiste en une coupe d'ensemencement suivie, au moins 35 ans après, d'une coupe finale. Le prélèvement de la coupe d'ensemencement est de 40 % du volume marchand (tableau 3). La courbe *effets de traitement* est proportionnelle à la courbe *actuelle d'évolution*[14] (figure 3). La strate traitée est positionnée sur sa courbe *effets de traitement* à l'âge qu'elle avait lors de l'application de la coupe d'ensemencement (tableau 3).

La coupe finale peut être appliquée 35 à 65 ans après la coupe d'ensemencement, selon le type de forêt et la productivité de la strate[15] (tableau 3 et figure 3). Ce délai vise à permettre à la régénération d'atteindre une hauteur suffisante pour s'affranchir de la végétation concurrente. La coupe finale prélève 99 % du volume marchand[16].

La composition de la courbe *effets de traitement* assignée à la strate à la suite de la coupe finale est fonction de son *essence à promouvoir*[17]. Puisque la régénération issue

Tableau 3. Valeurs des paramètres déterminant les effets de la CPI-RL.

Paramètre	Valeur
Prélèvement	
Coupe d'ensemencement	40 % du volume
Coupe finale	97 à 99 % du volume
Position de retour	
Coupe d'ensemencement	Âge avant le traitement[a]
Coupe finale	20 ans
Délai entre les interventions	
Coupe d'ensemencement	35 ans
Coupe finale	Aucun

[a] La strate conserve l'âge qu'elle avait lors de l'application du traitement.

de la coupe d'ensemencement est établie lors de la coupe finale et produit un certain volume marchand, la strate traitée est positionnée sur sa courbe *effets de traitement* à l'âge de 20 ans.

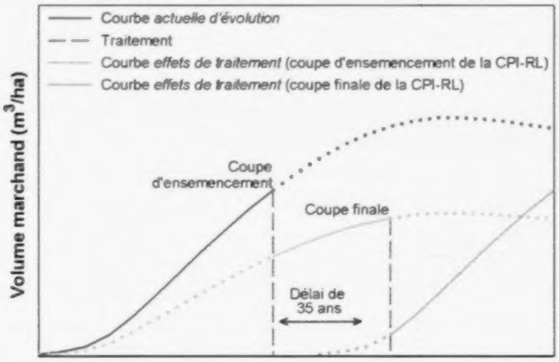


Figure 3. Illustration d'un exemple d'un scénario sylvicole de la CPI-RL appliquée à une strate résineuse. La courbe *effets de traitement* de la coupe d'ensemencement est proportionnelle à la courbe *actuelle d'évolution*. Celle de la coupe finale est une courbe *actuelle d'évolution* sélectionnée selon l'*essence à promouvoir*.

Autres implications du traitement dans le calcul

La CPI peut être utilisée pour limiter l'enfeuillement[18] et favoriser la régénération d'essences tolérantes et semi-tolérantes désirées par le maintien d'un couvert protecteur. De plus, elle peut atténuer la remontée de la nappe phréatique[19]. La CPI contribue également à maintenir la qualité visuelle du paysage comparativement à la coupe totale et ce, même à la suite d'une coupe

[13] Le délai varie d'une intervention à l'autre puisque la strate n'est pas nécessairement récoltée à la période où elle est admissible à la récolte.
[14] Les valeurs des différentes variables sont réduites de manière proportionnelle au prélèvement, soit de 40 %. Se référer au fascicule 2.4 – Évolution des strates.
[15] Le délai varie d'une intervention à l'autre puisque la strate n'est pas nécessairement récoltée à la période où elle est admissible à la récolte.
[16] Se référer au fascicule 3.3 – Coupes totales.
[17] La courbe *effets de traitement* est une courbe *actuelle d'évolution* existante (se référer au fascicule 2.4 – Évolution des strates).

[18] Grondin et Cimon (2003). Se référer au fascicule 4.2 – Composition végétale.
[19] Effet démontré avec la CPR (Pothier et al. 2003).

finale[20]. Enfin, à l'exception de la coupe finale, la CPI contribue à maintenir des essences en raréfaction[21] et à conserver certains attributs de vieux peuplements (ex. : diversité structurale, arbres de forte dimension, bois mort) contribuant ainsi à l'atteinte des cibles de vieilles forêts[22].

État des connaissances

La CPI est dérivée d'un traitement élaboré en Europe au 19e siècle[23]. En Amérique du Nord, depuis les années 1990, la CPI est utilisée expérimentalement au Maine (États-Unis), au Québec, en Colombie-Britannique et en Ontario. Elle est expérimentée dans plusieurs régions et plusieurs types de peuplement du Québec[24]. Elle est aussi utilisée pour l'aménagement intégré des ressources depuis plus de 10 ans dans les forêts d'expérimentation et de recherche universitaire. L'utilisation de la CPI a été fortement recommandée par la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise[25] pour maintenir la structure irrégulière des peuplements.

Les effets de la CPI à long terme sont peu connus au Québec. Ce procédé de régénération est en plein développement et conséquemment, peu de résultats scientifiques sont disponibles pour baliser les recommandations[26]. Actuellement, les effets de traitement utilisés dans le cadre du calcul s'appuient sur les prévisions du modèle de croissance ARTÉMIS-2009 pour certains types de forêt. Les paramètres déterminant la période d'application de la CPI et ses effets seront ajustés à la lumière des résultats des travaux de recherche et des suivis de l'application de la CPI à l'échelle opérationnelle.

Références

Références citées

CERFO. 2011. La coupe progressive irrégulière en réponse à plusieurs enjeux de biodiversité. Technote 2011-01, 6 p.

Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 2004. Chapitre 5. État des forêts et prédiction des volumes ligneux : des axes de changement. *Dans* Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Rapport de la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Québec, Qc, 62 p.

Déry, S. et M. Leblanc. 2005. Lignes directrices pour l'utilisation de pratiques sylvicoles adaptées dans le cadre de la mise en oeuvre de l'objectif 4. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement forestier, Québec, Qc, 13 p.

De Turckheim, B. et M. Bruciamacchie. 2005. La futaie irrégulière. Édisud, Quercy à Cahors, Aix-en-Provence, France, 286 p.

Grenon, F., J.-P. Jetté et M. Leblanc. 2010. Manuel de référence pour l'aménagement écosystémique des forêts au Québec – Module 1 – Fondements et démarche de la mise en oeuvre, Québec, Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. (CERFO) et ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Québec, Qc, 51 p.

Grondin, P. et A. Cimon. 2003. Les enjeux de la biodiversité relatifs à la composition forestière. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, Québec, Qc, 200 p.

Lessard, G., D. Blouin, E. Boulfroy, F. Grenon et M. Ruel. 2010. Le CERFO : un quart de siècle d'innovation. Forestry Chronicle, 86(3) : 317-327.

MRN – Glossaire forestier
http://glossaire-forestier.mrn.gouv.qc.ca/Liste.aspx (consulté le 4 septembre 2012)

Pothier, D., M. Prévost et I. Auger. 2003. Using the shelterwood method to mitigate water table rise after forest harvesting. Forest Ecology and Management, 179 : 573-583.

Poulin, J. 2013. Création des courbes d'évolution. Calcul des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Bureau du forestier en chef, Roberval, Qc, 53 p.
http://forestierenchef.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/2012/12/BFEC_CreationCourbes.pdf (consulté le 30 octobre 2013)

Raymond, P., S. Bédard, V. Roy, C. Larouche et S. Tremblay. 2009. The irregular shelterwood system : review, classification, and potential application to forests affected by partial disturbances. Journal of Forestry, 107 : 405-413.

Raymond, P., C. Larouche, S. Bédard et S. Tremblay. 2013. Coupe progressive irrégulière. Chapitre 20. *Dans* Ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier. Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 456-515.

Raymond, P., S. Bédard, S. Tremblay et C. Larouche. 2010. La coupe progressive irrégulière, un outil prometteur pour la mise en oeuvre de l'aménagement écosystémique au Québec. Avis de recherche forestière n° 18. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 2 p.

Lectures suggérées

CERFO. 2007. Sylviculture adaptée aux peuplements mixtes : les coupes progressives irrégulières. Technote 2007-05, 4 p.

CERFO. 2011. La coupe progressive irrégulière : pour une mise en oeuvre opérationnelle. Technote 2011-02, 6 p.

Raymond, P., C. Larouche, S. Bédard et S. Tremblay. 2013. Coupe progressive irrégulière. Chapitre 20. *Dans* Ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier. Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 456-515.

[20] Se référer au fascicule 4.15 – Qualité visuelle des paysages.
[21] Se référer au fascicule 4.2 – Composition végétale.
[22] Déry et Leblanc (2005), CERFO (2011). Se référer au fascicule 4.1 – Structure d'âge.
[23] De Turckheim et Brucciamacchie (2005).
[24] Lessard et al. (2010).
[25] Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (2004).
[26] Raymond et al. (2010, 2013).

Coupe progressive irrégulière

Rédaction : Julie Poulin, biol., M.Sc.
Collaboration : Sylvain Chouinard, ing.f. (BFEC), Daniel Pin, ing.f., M.Sc. (BFEC), Louis Prévost, ing.f., M.Sc. (BFEC) et Gordon Weber, ing.f. (BFEC).
Révision : Claude Allain, ing.f. (BFEC), David Baril, ing.f. (BFEC), Steve Bédard, ing.f., M.Sc. (MNR), Sylvie Côté, ing.f., M.Sc. (CERFO), François Guillemette, ing.f., M.Sc. (MRN), Brian Harvey, ing.f., Ph.D. (UQAT), Catherine Larouche, ing.f., Ph.D. (MRN), Guy Lessard, ing.f., M.Sc. (CERFO), Philippe Meek, ing.f., M.Sc. (FPInnovations), Thomas Moore, ing.f., M.Sc. (BFEC), Philippe Nolet, biol., M.Sc. (ISFORT), François Plante, ing.f. (BFEC), David Pothier, ing.f., Ph.D. (U. Laval), Patricia Raymond, ing.f., Ph.D. (MRN), Jean-Claude Ruel, ing.f., Ph.D. (U. Laval), Stéphane Tremblay, ing.f., M.Sc. (MRN) et Daniel Villemure, ing.f. (BFEC).

Référence à citer : Poulin, J. 2013. Coupe progressive irrégulière. Fascicule 3.7. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 103-107.

3.8 Coupes de jardinage

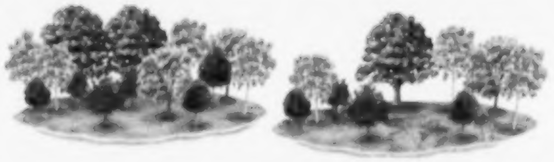
Crédit photo : Agence forestière de la Montérégie

Dans le cadre du calcul des possibilités forestières, les coupes de jardinage sont appliquées sur les strates d'érable à sucre les plus productives lorsqu'elles ont atteint une surface terrière marchande d'au moins 22 m²/ha. Le prélèvement varie de 25 à 35 % de la surface terrière marchande à tous les 20 à 25 ans.

Description

Les coupes de jardinage[1] (CJ) sont des procédés de régénération par coupes partielles périodiques (figure 1). Elles visent à conduire le peuplement vers une structure diamétrale équilibrée[2] pour soutenir une production constante. Les CJ visent également à maintenir une densité optimale d'arbres, ce qui accélère leur accroissement et réduit leur taux de mortalité. La récolte est effectuée par pied d'arbre choisi individuellement ou par petit groupe d'arbres. Les ouvertures ainsi créées favorisent l'établissement et le développement d'essences tolérantes et semi-tolérantes à l'ombre, les premières étant généralement prépondérantes. Les CJ visent le maintien d'une structure proche de celle d'une dynamique naturelle dominée par des perturbations fréquentes, mais de faible intensité, causant la mortalité d'arbres isolés (ex. : sénescence, petits chablis) et réparties dans toutes les classes de diamètre. Elles sont généralement pratiquées pour produire des arbres de gros diamètre et de qualité supérieure.

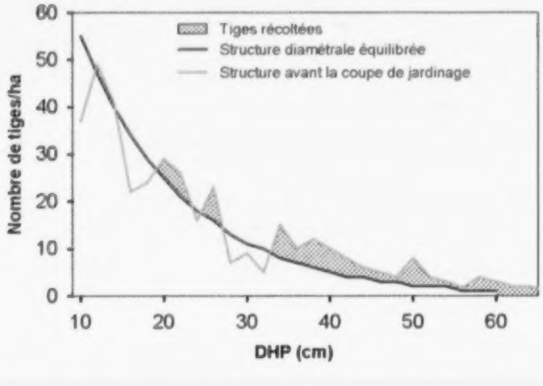
Une phase d'amélioration est souvent nécessaire afin que le peuplement soit apte à être aménagé dans le régime de la futaie jardinée. Cette phase consiste à enlever les arbres moribonds, de mauvaise qualité ou d'une essence non désirée. Cette phase se termine lorsque la quantité d'arbres défectueux ou non désirés est inférieur au prélèvement anticipé. Pour les prochaines décennies, la majorité des peuplements susceptibles d'être aménagés par les CJ devront d'abord passer par une phase d'amélioration.



Crédit : Ministère des Ressources naturelles

Figure 1. Représentation simplifiée d'un peuplement avant et après traitement l'application d'une CJ.

Le maintien de la structure jardinée nécessite la pratique de coupes partielles à intervalle régulier (10 à 20-30 ans). Les arbres récoltés sont ceux en surplus par rapport à la distribution ciblée après la coupe de même que ceux dont le diamètre dépasse la classe de diamètre maximale (figure 2). La structure est équilibrée lorsque, par classe de diamètre, le nombre d'arbres disponibles à la récolte à chaque rotation est relativement constant. Dans une futaie à l'équilibre, les prélèvements sont équivalents au gain en volume entre deux coupes.



Source : Adaptée de Nyland (2002)

Figure 2. Exemple d'une distribution de fréquence des arbres par classe de diamètre d'un peuplement avant traitement et la distribution théorique de De Liocourt visée (structure diamétrale équilibrée). Les tiges récoltées sont celles en surplus par rapport à la distribution théorique visée.

[1] La section « description » résume uniquement l'information pertinente pour comprendre l'utilisation des coupes de jardinage dans le calcul des possibilités forestières. Pour plus d'information, veuillez consulter Guillemette et al. (2013).

[2] Se dit d'un peuplement multiétagé, dont les arbres appartiennent à au moins trois classes d'âges occupant un espace équivalent. La représentation de la fréquence des diamètres (structure diamétrale) est continue et se rapproche d'une courbe exponentielle négative (« J » inversé) (Guillemette et al. 2013).

Application dans le calcul

Aux fins du calcul, les CJ consistent à prélever 25 à 35 % de la surface terrière marchande des strates d'érable à sucre à tous les 20 à 25 ans.

Caractéristiques des strates pour lesquelles le traitement est utilisé

Aux fins du calcul, les CJ sont utilisées uniquement pour les strates d'érable à sucre[3] les plus productives[4] de structure irrégulière ou jardinée[5]. Elles s'incrivent dans des scénarios sylvicoles intensifs.

Variables déterminant la période d'application du traitement

Une CJ peut s'appliquer sur la strate à la période où elle atteint au moins une surface terrière marchande de 22 m²/ha (tableau 1).

Tableau 1. Valeur de la variable à l'échelle de la strate déterminant la période d'application d'une CJ.

Variable	Seuil	
	≥	≤
Surface terrière marchande (m²/ha)	22	

Effets du traitement

À chaque intervention dans le calcul, une CJ prélève de 25 à 35 % de la surface terrière marchande[6] (tableau 2). Lors de l'application d'une CJ, la strate traitée est positionnée sur sa courbe *effets de traitement* en fonction de sa surface terrière résiduelle[7]. La courbe *effets de traitement* est produite à l'aide du modèle de prélèvement de ARTÉMIS-2009[8] (figure 3).

Tableau 2. Valeur des paramètres déterminant les effets d'une CJ.

Paramètre	Valeur
Prélèvement	25 à 35 % de la surface terrière[a]
Position de retour	Variable[a]
Délai entre les interventions	15 ans

[a] La strate traitée est positionnée sur sa courbe *effets de traitement* selon sa surface terrière marchande résiduelle.

Entre chaque CJ, un délai minimal de 15 années s'applique (tableau 2). L'intervention suivante peut être appliquée lorsque la strate atteint ou dépasse 22 m²/ha (tableau 1). Généralement, le délai entre les prélèvements est de 20 à 25 ans, selon le rendement de la strate (figure 3).

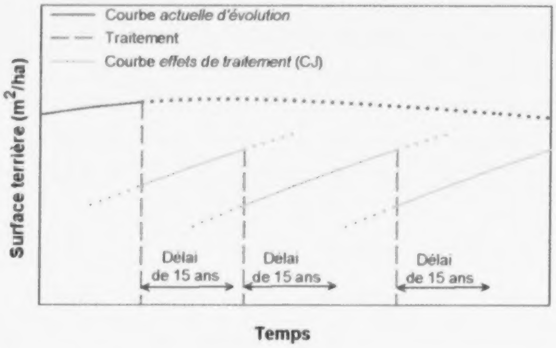


Figure 3. Illustration d'un exemple d'un scénario sylvicole des CJ. La courbe *effets de traitement* est produite à l'aide du modèle de prélèvement de ARTÉMIS-2009.

Autres implications du traitement dans le calcul

Les CJ s'approchent de la dynamique naturelle des peuplements de feuillus tolérants parce qu'elles imitent les processus naturels de mortalité des arbres[9] (ex. : sénescence, petits chablis). Par le maintien d'un couvert forestier permanent, elles conservent la qualité visuelle des paysages[10] et préviennent l'érosion ou la remontée de la nappe phréatique dans les milieux fragiles[11]. Ce type de coupe, en réduisant la quantité d'arbres de grand diamètre, morts ou moribonds, peut avoir un effet négatif sur les espèces fauniques et floristiques qui dépendent de ces éléments structuraux[12]. Toutefois, elles peuvent maintenir davantage d'éléments structuraux que la plupart des autres options sylvicoles et des dispositions pour maintenir des arbres à valeur faunique peuvent atténuer cet effet.

État des connaissances

Au Québec, les coupes de jardinage en forêt publique sont pratiquées et étudiées depuis le milieu des années 1980. Cependant, certaines modalités pratiquées au cours des années 1990 n'étaient pas adaptées à l'objectif de rendement escompté[11]. Cette situation a été corrigée en 2004.

3 Strates où plus de 50 % de la surface terrière est constituée d'érables à sucre (Es, EsAuf, EsBj, EsFi, EsFpt, EsFt et EsRx).
4 Les strates productives sont celles dont l'accroissement annuel moyen de la surface terrière est supérieur au premier quartile de l'ensemble des strates analysées. Les autres sont qualifiées de « faible croissance »; elles sont généralement traitées par la coupe progressive irrégulière à couvert permanent.
5 L'identification des strates de structure irrégulière et jardinée repose sur l'analyse du triangle des structures.
6 Le prélèvement correspond à la différence entre la surface terrière marchande de la strate avant le traitement et celle à la position de retour sur la courbe *effets de traitement*.
7 Se référer à Poulin (2013) pour l'explication des « retours multiples ».
8 Se référer au fascicule 2.4 – Évolution des strates.

9 Seymour et al. (2002).
10 Se référer au fascicule 2.4 – Évolution des strates.
11 Guillemette et al. (2013).
12 Angers et al. (2005). Dans les peuplements en phase d'amélioration, ces attributs se raréfient graduellement au fil des rotations.

Les structures équilibrées possibles ne sont pas encore bien définies pour les forêts du Québec. De nouveaux outils de simulation, basés sur les mesures à long terme des coupes de jardinage pratiquées au Québec, permettront de préciser les structures équilibrées à viser selon les caractéristiques des peuplements, les objectifs de production et la qualité des stations.

Références

Références citées

Angers, V.A., C. Messier, M. Beaudet et A. Leduc. 2005. Comparing composition and structure in old-growth and harvested (selection and diameter-limit cuts) northern hardwood stands in Québec. Forest Ecology and Management, 217 : 275-293.

Guillemette, F., S. Bédard, D. Pin et D. Dumais. 2013. Les coupes de jardinage avec gestion par arbres. Chapitre 23. *Dans* Ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier. Les Publications du Québec, Québec, Qc, 566-603.

Nyland, R.D. 2002. Sylviculture: concept and applications. 2e édition. McGraw-Hill, New York, NY, 682 p.

Poulin, J. 2013. Création des courbes d'évolution. Calcul des possibilités forestières 2013-2018. Bureau du forestier en chef, Roberval, Qc, 53 p. http://forestierenchef.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/2012/12/BFEC_CreationCourbes.pdf (consulté le 30 octobre 2013)

Seymour, R.S., A.S. White et P.G. deMaynadier. 2002. Natural disturbance regimes in northeastern North America – evaluating sivicultural systems using natural scales and frequencies. Forest Ecology and Management, 155 : 357-367.

Lectures suggérées

Bédard, S. et F. Brassard. 2002. Les effets réels des coupes de jardinage dans les forêts publiques du Québec en 1995 et 1996. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Québec, Qc, 70 p. http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Bedard-Steve/Rapport-effets-reels-mrn.pdf (consulté le 30 août 2012)

Comité consultatif scientifique du Manuel d'aménagement forestier. 2003. Aménagement de peuplements de structure inéquienne pour la production du bouleau jaune : Avis scientifique. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, 158 p.

Guillemette, F., S. Meunier, M.-C. Lambert et S. Bédard. 2009. Effets réels quinquennaux des coupes partielles pratiquées de 1995 à 1999 dans des érablières. Hors série. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 70 p. http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Guillemette-Francois/Effets-reels(95-99).pdf (consulté le 30 août 2012)

Guillemette, F., S. Bédard, D. Pin et D. Dumais. 2013. Les coupes de jardinage avec gestion par arbres. Chapitre 23. *Dans* Ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier. Les Publications du Québec, Québec, Qc, 566-603.

Rédaction : Julie Poulin, biol., M.Sc.
Collaboration : Daniel Pin, ing.f., M.Sc. (BFEC) et Gordon Weber, ing.f. (BFEC).
Révision : Steve Bédard, ing.f., M.Sc. (MRN), Marie-Josée Blais, ing.f., M.Sc. (BFEC), François Guillemette, ing.f., M.Sc. (MRN), Brian Harvey, ing.f., Ph.D. (UQAT), Philippe Nolet, biol., M.Sc. (ISFORT), David Pothier, ing.f., Ph.D. (U. Laval) et Jean-Claude Ruel, ing.f., Ph.D. (U. Laval).

Référence à citer : Poulin, J. 2013. Coupes de jardinage. Fascicule 3.8. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 109-111.

Objectifs d'aménagement

4

4.1 Structure d'âge

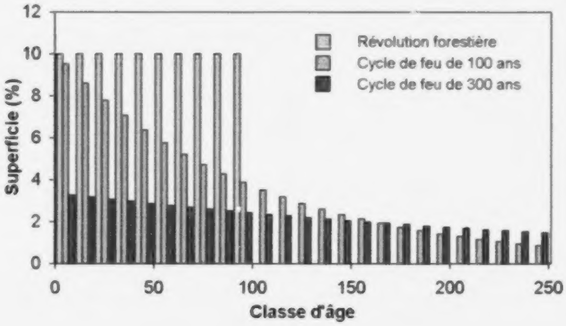
Crédit photo : Antoine Nappi

L'aménagement forestier peut entraîner une raréfaction des vieux peuplements et une surabondance de peuplements en régénération. Le maintien d'une structure d'âge des peuplements se rapprochant de celle des paysages naturels constitue un enjeu majeur en aménagement écosystémique. L'intégration de cet objectif dans le calcul des possibilités forestières se fait par le suivi de la proportion des principaux stades de développement des peuplements ainsi que par l'intégration de moyens d'aménagement tels que les coupes partielles.

Préoccupation

L'aménagement forestier modifie la structure d'âge[1] des peuplements dans le paysage. Dans les paysages naturels, la structure d'âge est déterminée essentiellement par les régimes de perturbations naturelles (incendies de forêt, épidémies d'insectes, chablis). Dans la plupart des régions forestières du Québec, les perturbations naturelles sévères[2] sont relativement peu fréquentes[3]. Par exemple, les incendies de forêt touchent généralement moins de 0,2 % du territoire annuellement[4]. De plus, les perturbations naturelles ne touchent pas systématiquement les peuplements matures et vieux et sont variables quant à leur sévérité[5]. Ainsi, les vieilles forêts dominent généralement les paysages forestiers naturels[6]. En comparaison, la récolte touche annuellement près de 1 % de la forêt publique sous aménagement[7] et la majorité des interventions consiste en la récolte totale du peuplement[8]. L'aménagement forestier entraîne ainsi un rajeunissement de la matrice forestière et une raréfaction plus ou moins importante des vieilles forêts[9] (figure 1).

Les vieilles forêts constituent un habitat critique pour le maintien de la biodiversité. Ces peuplements se distinguent par leur structure verticale et horizontale complexe, ainsi que par la présence de vieux arbres de gros diamètre, de chicots de fortes dimensions et de bois mort au sol[10]. Ce stade de développement débute lorsque



Source : Adapté de Cyr et al. (2009)

Figure 1. Pourcentage des classes d'âge des peuplements selon une révolution forestière de 100 ans et des cycles de feu de 100 et 300 ans (basé sur des modèles théoriques).

Pour une révolution ou un cycle de 100 ans, la proportion de vieux peuplements est plus élevée sous un régime de feu que sous un régime de coupe étant donné la nature aléatoire du feu (certains sites brûlent plus d'une fois alors que d'autres sites sont rarement touchés). Plus le cycle ou la révolution est longue, plus la proportion de vieux peuplements est élevée.

1 La structure d'âge se définit comme la proportion relative des peuplements appartenant à différents stades de développement (classes d'âge), mesurée sur un territoire relativement vaste (centaines ou milliers de km²).

2 La perturbation est dite sévère si le couvert forestier dominant est présent sur moins de 25 % de la superficie du peuplement à la suite de la perturbation.

3 Bergeron et al. (2006), Vaillancourt (2008), Boucher et al. (2011a).

4 Se référer au fascicule 1.5 – Perturbations naturelles.

5 Bergeron et al. (2002), Chabot et al. (2009).

6 Cyr et al. (2007), Bouchard et al. (2008), Chabot et al. (2009), Boucher et al. (2011a). Par exemple, dans la pessière à mousses de l'Est, où le cycle de feu est généralement long, les vieux peuplements peuvent occuper plus de 70 % du territoire.

7 En forêt publique, la superficie totale des aires de récolte par rapport à la superficie des forêts productives a varié annuellement entre 0,48 et 1,02 % pour les périodes de 2004-2005 à 2008-2009 (MRN – Statistiques forestières).

8 Pour l'année 2008-2009, par exemple, les coupes totales (ex. : coupe avec protection de la régénération et des sols) représentaient 83 % des traitements commerciaux réalisés en forêt publique (MRNF 2010a).

9 Jetté et al. (2008), Cyr et al. (2009), Doyon et Bouffard (2009). L'écart entre la structure d'âge de la forêt naturelle et celle de la forêt aménagée varie d'une région à l'autre, en fonction de la proportion naturelle de vieilles forêts et de l'historique d'aménagement. Dans le cas de la forêt feuillue tempérée, les coupes partielles (ex. : coupes à diamètre limite) pratiquées au cours des dernières décennies peuvent avoir causé la raréfaction d'un ou de plusieurs attributs de vieux peuplements.

10 Kneeshaw et Burton (1998), Kneeshaw et Gauthier (2003).

la cohorte d'arbres installée à la suite d'une perturbation sévère commence à mourir et qu'elle est graduellement remplacée par les tiges du sous-étage[11]. Ces peuplements sont touchés au fil du temps par des perturbations naturelles moins sévères (ex. : chablis partiel) qui entraînent une dynamique d'ouverture par trouées et qui favorisent la diversification de la composition et de la structure des peuplements, ainsi que le développement d'attributs de vieilles forêts[12]. Les vieux peuplements abritent de nombreuses espèces de bryophytes, d'insectes et d'oiseaux, dont plusieurs dépendent du bois mort[13]. La persistance des populations de plusieurs espèces peut être compromise lorsque la proportion de vieilles forêts est en deçà de seuils critiques[14].

La proportion de peuplements en régénération sur le territoire constitue un enjeu tant sur le plan de la biodiversité que sur les plans économique et social. Dans certains territoires, la proportion de peuplements en régénération peut dépasser les limites de variabilité historique[15]. Plusieurs espèces fauniques qui requièrent des peuplements avec un couvert arborescent (ex. : 7 m et plus de hauteur), dont plusieurs d'intérêt socio-économique, évitent les peuplements récemment perturbés alors que d'autres sont sensibles à une concentration élevée de coupes récentes[16]. De plus, dans les territoires soumis à une forte récurrence du feu, une proportion élevée de secteurs en régénération augmente le risque d'accidents de régénération causés par des perturbations en rafale[17]. Une forte proportion de coupes récentes constitue également un enjeu d'acceptabilité sociale, notamment en ce qui concerne le maintien de la qualité visuelle des paysages[18].

Aménagement forestier

Objectif

L'objectif d'aménagement consiste à maintenir des forêts dont la structure d'âge se situe dans les limites de la variabilité naturelle (encadrés 1 et 2). Cette structure d'âge est définie par la proportion des différents stades de développement des peuplements. Bien que plusieurs stades puissent être définis, l'analyse de l'enjeu de la structure d'âge repose généralement sur trois stades principaux[21] :

- stade *régénération* – Ce stade regroupe les peuplements récemment perturbés (ex. : coupes totales, perturbations naturelles sévères). Il est caractérisé par des espèces pionnières ou associées aux milieux ouverts.

Encadré 1. Engagements gouvernementaux

Projet de Stratégie d'aménagement durable des forêts[19]

- **Un des objectifs de la Stratégie est de faire en sorte que la structure d'âge de la forêt aménagée s'apparente à celle de la forêt naturelle.**

Plans d'aménagement forestier intégré[20]

- Pour la planification 2013-2018, le ministère des Ressources naturelles établit des cibles pour les stades de vieille forêt et de régénération. Ces cibles apparaissent aux plans d'aménagement forestier intégré et sont considérées dans le calcul des possibilités forestières. Ces cibles varient d'une région à l'autre et s'appliquent à des échelles différentes selon le domaine bioclimatique.
- Pour le stade de vieille forêt, la cible consiste à maintenir au moins 30 % de la moyenne historique de ces superficies.
- Pour le stade de régénération, la cible consiste à limiter les aires en régénération à moins de 30 ou 35 % du territoire, selon le domaine bioclimatique.
- Pour assurer une répartition spatiale adéquate de ces stades, chacune de ces cibles doit être atteinte sur au moins 80 % de la superficie de l'unité d'aménagement.
- Lorsque l'état actuel de la forêt ne permet pas le respect des cibles, un plan de restauration qui fixe un délai raisonnable pour atteindre les cibles est établi par le Ministère.

Futur règlement d'aménagement durable des forêts[19]

- Pour l'ensemble des domaines bioclimatiques, un minimum de 30 % de la superficie forestière productive en forêt résiduelle de 7 m et plus de hauteur doit être maintenu en tout temps dans une unité territoriale de référence où la récolte d'arbres est réalisée.
- Pour les territoires situés dans le domaine de la pessière à mousses et où les interventions forestières sont réalisées sur la base d'une approche comprenant des agglomérations de coupes et des massifs forestiers, un minimum de 30 % de la superficie forestière productive en peuplements forestiers résiduels de 7 m et plus de hauteur doit être maintenu en tout temps dans une agglomération de coupes où la récolte d'arbres est réalisée et cette superficie doit être bien répartie dans l'agglomération.

[11] Kneeshaw et Gauthier (2003). L'âge auquel débute cette mortalité varie selon l'essence, la productivité du site ainsi que la région (Boucher et al. 2006, Bouchard et al. 2008).
[12] De Grandpré et al. (2000), Kneeshaw et Gauthier (2003), Pham et al. (2004).
[13] Imbeau et al. (1999, 2001), Boudreault et al. (2002), Drapeau et al. (2003), Paquin (2008), Rheault et al. (2009).
[14] Drapeau et al. (2009), Rompré et al. (2010).
[15] Cyr et al. (2009).
[16] Imbeau et al. (1999), Potvin et al. (1999, 2000), Leboeuf (2004).
[17] Se référer au fascicule 4.11 – Landes à lichens.
[18] Se référer au fascicule 4.15 – Qualité visuelle des paysages.
[19] MRNF (2010b).
[20] Jetté et al. (2012a, b).
[21] Se référer à la section *Indicateurs forestiers* pour une description des critères quantitatifs.

- stade *7 m et plus*[22] – Ce stade correspond aux peuplements ayant atteint une hauteur adéquate pour plusieurs espèces fauniques ainsi que pour l'acceptabilité visuelle des coupes.
- stade *vieux* – Ce stade correspond aux peuplements qui sont suffisamment âgés pour présenter des attributs de vieille forêt.

Les objectifs spécifiques visent généralement à :

- maintenir la proportion de peuplements de 7 m et plus de hauteur et de vieux peuplements au-delà d'un seuil minimum;
- limiter la proportion de peuplements en régénération en deçà d'un seuil maximum.

Encadré 2. Aménagement écosystémique

- **La fréquence et la nature des interventions sylvicoles diffèrent de celles des perturbations naturelles. Les révolutions forestières sont généralement plus courtes que les cycles des perturbations naturelles. De plus, la plupart des interventions sylvicoles reposent sur des coupes à fort prélèvement (ex. : coupes totales), alors que les perturbations naturelles varient en sévérité et laissent souvent une forte proportion d'arbres résiduels.**
- **En combinant les effets des coupes et des perturbations naturelles, la quantité de jeunes peuplements dans les paysages aménagés sera assurément plus élevée que dans des paysages naturels.**
- **L'aménagement écosystémique vise à réduire les écarts engendrés quant à la structure d'âge des forêts. Ceci peut se faire en maintenant une plus forte proportion de vieux peuplements dans le paysage et en adoptant des pratiques sylvicoles telles que les coupes partielles, qui permettent le maintien d'attributs de vieille forêt.**

Moyens d'aménagement

Trois moyens d'aménagement peuvent contribuer à maintenir une quantité suffisante de peuplements de 7 m et plus de hauteur ou de vieux peuplements tout en limitant la quantité de peuplements en régénération.

Conservation permanente

La conservation permanente (ex. : aires protégées, territoires inaccessibles) contribue directement au maintien d'une certaine proportion de peuplements avec un couvert arborescent ou vieux. Les peuplements conservés seront de différents âges (incluant de très vieux peuplements) ainsi que de structure et de composition variées. Ce moyen est le plus susceptible de maintenir la biodiversité associée aux vieilles forêts.

Allongement des révolutions

Retarder la récolte du peuplement au-delà de l'âge d'exploitabilité favorise l'apparition d'attributs de vieille forêt. Les peuplements doivent être conservés suffisamment longtemps afin d'atteindre les critères minimaux définissant le stade *vieux*. Parce que les attributs de vieille forêt se développent avec le temps, la qualité des vieux peuplements est fonction de la durée de l'allongement de la révolution[23]. Compte tenu de la récolte éventuelle de ces peuplements, cette approche est moins efficace que la conservation permanente pour maintenir les attributs de vieille forêt.

Coupes partielles

Les coupes partielles – l'éclaircie commerciale (EC), la coupe progressive régulière (CPR), la coupe progressive irrégulière (CPI) et les coupes de jardinage (CJ)[24] – conservent généralement plus de 50 % du couvert arborescent et, selon le traitement sylvicole, peuvent maintenir certains attributs de vieux peuplements. La contribution des peuplements traités aux différents stades de développement est fonction du type de coupe partielle et des caractéristiques des peuplements (tableau 1).

Tableau 1. Contribution générale des peuplements traités par coupe partielle aux stades *7 m et plus* et *vieux*.

Traitement sylvicole[a]	7 m et +	Vieux
Éclaircie commerciale (EC)	✓	
Coupe progressive régulière (CPR)	✓	
Coupe progressive irrégulière (CPI)	✓	✓
Coupes de jardinage (CJ)	✓	✓

[a] Les peuplements traités par chacun de ces traitements sylvicoles peuvent théoriquement être considérés comme vieux lorsque les critères définissant une vieille forêt (âge ou surface terrière) sont respectés.

Les peuplements traités par toute forme de coupe partielle conservent une partie significative du couvert arborescent et contribuent au stade *7 m et plus*. Ce couvert sera conservé de façon temporaire (jusqu'à la coupe finale pour l'EC, la CPR et la CPI à régénération lente [CPI-RL]) ou permanente (pour la CPI à couvert permanent [CPI-CP] et les CJ).

Pour contribuer au stade *vieux*, les peuplements traités par coupe partielle doivent répondre aux critères d'âge ou

[22] Le stade *7 m et plus* est utilisé dans les modalités du futur règlement d'aménagement durable des forêts. Jetté et al. (2012a) définissent le stade *intermédiaire*, lequel regroupe les peuplements dont l'âge se situe entre le stade *régénération* et le stade *vieux*. La somme des stades *intermédiaire* et *vieux* correspond approximativement à l'abondance des peuplements de 7 m et plus de hauteur.

[23] Par exemple, un délai pour la récolte de l'ordre de 15 ans après l'âge de sénescence a été appliqué par le passé afin de maintenir les peuplements suffisamment longtemps pour qu'ils puissent jouer adéquatement leur rôle de vieilles forêts (Déry et Leblanc 2005).

[24] Se référer au chapitre 3 sur les traitements sylvicoles.

de surface terrière définissant une vieille forêt (se référer à la section *Indicateurs forestiers*). Généralement, la CPI et les CJ[25] sont plus susceptibles de maintenir des attributs de vieille forêt que l'EC et la CPR. Par exemple, pour les peuplements résineux et mixtes à feuillus intolérants, l'EC est généralement appliquée avant la maturité absolue[26] et est suivie d'une coupe totale effectuée avant l'atteinte du stade *vieux*[27]. En ce qui concerne les coupes progressives, le délai entre la coupe d'ensemencement et la coupe finale est plus court pour une CPR que pour une CPI-RL; ainsi, les peuplements traités par la CPR répondront moins longtemps aux critères de vieille forêt[28].

Les coupes partielles s'apparentent aux perturbations naturelles qui entraînent une mortalité partielle des tiges (ex. : chablis partiel, épidémie légère ou feu de sévérité faible ou modérée)[29]. Malgré leurs avantages sur le plan écologique, les coupes partielles ne conservent néanmoins qu'une partie du couvert ou des attributs des vieux peuplements et, par conséquent, ne peuvent garantir le maintien de l'ensemble de la biodiversité associée aux vieilles forêts[30].

Indicateurs forestiers

Les pourcentages qu'occupe chaque stade de développement à l'intérieur d'un territoire forestier sont utilisés comme indicateurs de la structure d'âge des forêts.

Description des indicateurs

Les critères quantitatifs pour définir les stades de développement correspondent à ceux utilisés dans le cadre de l'élaboration des plans d'aménagement forestier intégré[31] et du futur règlement d'aménagement durable des forêts (futur RADF) :

- stade *régénération* – Ce stade regroupe les peuplements issus de coupes à fort prélèvement (ex. : coupes totales) ou de perturbations naturelles sévères dont l'âge est égal ou inférieur à 20 ans pour le domaine de la pessière, 15 ans pour les domaines de la sapinière ou 10 ans pour les domaines de l'érablière.
- stade *7 m et plus* – Ce stade regroupe les peuplements dont la hauteur du couvert dominant est d'au moins 7 m.
- stade *vieux* – Ce stade regroupe des peuplements dont l'âge est > 100 ans (classes d'âge 120 et VIN) pour le domaine de la pessière et les domaines de l'érablière ou > 80 ans (classes d'âge 90 ans, 120 ans et VIN) pour les domaines de la sapinière. En forêt décidue et mélangée, des seuils de surface terrière sont utilisés afin d'identifier les vieux peuplements de structure inéquienne. Ces seuils sont établis à 23 m^2/ha pour les domaines de l'érablière et à 20 m^2/ha pour le domaine de la sapinière à bouleau jaune[31].

Échelles spatiales d'application

Les proportions de chaque stade de développement peuvent être calculées à l'échelle de l'unité d'aménagement[32] ou à une échelle d'analyse inférieure à celle-ci afin d'assurer une répartition spatiale adéquate des différents types de peuplements[33].

Pour le stade *7 m et plus*, cette évaluation se fait à l'échelle de l'unité territoriale de référence (UTR) et du compartiment d'organisation spatiale (COS).

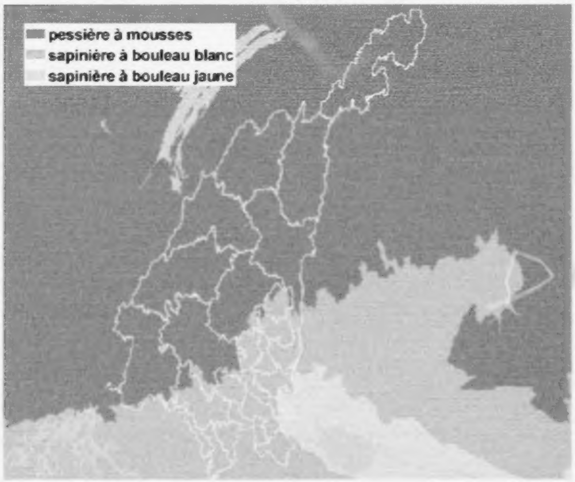
Pour les stades *régénération* et *vieux*, l'analyse se fait à l'échelle d'unités territoriales (UT) dont la taille maximale varie selon le domaine bioclimatique[33] (figure 2) :

- domaine de la pessière à mousses – Les UT sont d'une taille maximale de 2 500 km^2 et correspondent aux unités territoriales d'analyse (UTA). Chaque UTA est constituée d'un regroupement de 20 à 30 COS.
- domaine de la sapinière à bouleau blanc – L'UT est d'une taille maximale de 1 000 km^2 et correspond à une UTR ou un regroupement de plusieurs UTR (lorsqu'elles sont trop petites).
- domaines de la sapinière à bouleau jaune et de l'érablière – L'UT est d'une taille maximale de 500 km^2 et correspond à une UTR ou un regroupement de plusieurs UTR (lorsqu'elles sont trop petites).

---

25 Les coupes de jardinage peuvent maintenir certains attributs de vieille forêt tels que la structure irrégulière et des arbres de fortes dimensions. Toutefois, ces coupes visent la production de tiges sans défauts et de grande valeur sur de courtes rotations. Après quelques rotations, les attributs de vieille forêt tels le bois mort devraient se raréfier.
26 L'âge auquel le peuplement donne le plus grand accroissement annuel moyen en volume, calculé avec un diamètre à hauteur de poitrine de référence de plus de 9 cm.
27 Se référer au fascicule 3.5 – Éclaircie commerciale. Pour d'autres types de forêts, les surfaces terrières après une EC sont, pendant une certaine période de temps, généralement inférieures aux critères de vieille forêt.
28 Se référer aux fascicules 3.6 – Coupe progressive régulière et 3.7 – Coupe progressive irrégulière.
29 Harvey et al. (2002).
30 Fenton et al. (2009), Vanderwel et al. (2009), Lycke et al. (2011).
31 Jetté et al. (2012a).

32 Cette échelle d'analyse est nécessaire, entre autres, pour répondre à la norme de certification FSC (FSC Canada 2004).
33 Jetté et al. (2012a). L'échelle spatiale d'analyse varie selon le domaine bioclimatique de manière à tenir compte des différences dans la taille moyenne des perturbations naturelles.



Source : Bureau du forestier en chef

Figure 2. Exemple d'unités territoriales utilisées pour évaluer la proportion des stades de développement (UTA en pessière, UTR ou regroupement d'UTR en sapinière).

Seuils et cibles

Pour les stades *régénération* et *vieux*, un degré d'altération *actuel* est déterminé pour chaque UT. Trois degrés d'altération peuvent être définis : faible, moyen et élevé (tableau 2). Pour le stade *vieux*, le degré d'altération est basé sur une analyse d'écart entre la proportion actuelle et celle des paysages naturels[34]. Pour le stade *régénération*, le degré d'altération est basé sur un pourcentage du territoire.

Tableau 2. Degrés d'altération et leurs seuils pour les stades *régénération* et *vieux*.

Degré d'altération	Régénération (% absolu, seuil maximal)		Vieux (% de la proportion naturelle, seuil minimal)
	Pessière	Sapinières et érablières	
Faible	< 25 %	< 20 %	≥ 50 %
Moyen	25-34 %	20-29 %	30-49 %
Élevé	≥ 35 %	≥ 30 %	< 30 %

Un degré d'altération *cible* est ensuite déterminé pour chaque UT en considérant, entre autres, la structure d'âge actuelle, l'utilisation du territoire (ex. : aires protégées) ainsi que la présence d'espèces sensibles à l'aménagement forestier (ex. : caribou forestier)[35]. Pour ces stades de développement, la somme de la superficie des UT ayant un degré d'altération faible ou moyen doit représenter au moins 80 % de la superficie de l'unité d'aménagement (encadré 1). La stratégie d'aménagement doit permettre de respecter ces degrés d'altération *cibles* ou de le faire dans un délai raisonnable (cas de restauration[36]). Le délai pour atteindre ces cibles est établi en fonction de l'évolution naturelle théorique de la forêt[37] ainsi que des conséquences écologiques, économiques et sociales[38].

Pour les peuplements de 7 m et plus de hauteur, le futur RADF prévoit que ceux-ci doivent représenter au moins 30 % de la superficie forestière productive de chaque UTR (pour tous les domaines bioclimatiques) et de chaque COS (pour le domaine de la pessière).

Autres indicateurs et analyses

Plusieurs facteurs influencent la qualité des vieilles forêts et peuvent faire l'objet d'indicateurs et d'analyses additionnels :

- coupes partielles – Compte tenu que les effets des coupes partielles sont peu documentés, une évaluation du pourcentage de vieux peuplements issus de coupes partielles (« vieux imité ») permet de s'assurer que les vieilles forêts sont maintenues par différentes stratégies (allongement des révolutions, coupes partielles, conservation permanente) et de limiter, lorsque nécessaire, la proportion de vieux peuplements issus de coupes partielles.
- vieux peuplements à structure complexe – Les attributs de vieilles forêts se développent avec le temps. Le pourcentage de très vieux peuplements peut être évalué en modifiant les critères définissant le stade *vieux* (ex. : peuplements dont l'âge est ≥ 120 ans, ≥ âge de sénescence[39]). D'autres analyses peuvent être menées afin d'identifier les vieux peuplements à structure complexe en forêt décidue[40].

[34] Le ministère des Ressources naturelles collige les données relatives à la forêt naturelle dans un registre des états de référence (Boucher et al. 2011a). Ce registre présente, par unité homogène, la proportion moyenne des différents stades de développement dans les paysages naturels. Ces proportions sont rapportées aux unités territoriales (Jetté et al. 2012a).

[35] Ces cibles sont déterminées par le ministère des Ressources naturelles pour chaque unité d'aménagement (Jetté et al. 2012b).

[36] Pour les vieilles forêts, un plan de restauration est préparé afin d'éviter d'aggraver la situation actuelle et d'intervenir de manière à favoriser le recrutement de vieux peuplements. Par exemple, la CPI ou l'allongement de la révolution appliqué sur des peuplements longévifs est un moyen approprié pour assurer le maintien de vieilles forêts dans les territoires où une forte cohorte de peuplements atteindront le stade *vieux* au cours des prochaines années.

[37] L'évolution naturelle théorique de la forêt correspond à un scénario où aucune coupe n'est réalisée, ce qui permet de déterminer le délai minimal requis pour que le seuil soit respecté.

[38] Le choix pour chaque UT du degré d'altération visé et du délai pour son application fait l'objet d'une démarche entre le ministère des Ressources naturelles et le Bureau du forestier en chef (Complément d'information pour la préparation des stratégies d'aménagement en fonction de l'enjeu de la structure d'âge – Processus d'optimisation des cibles, Jetté et al. 2012b).

[39] Théoriquement, le stade « vieux » débute lorsque la cohorte d'arbres installée à la suite d'une perturbation sévère commence à mourir et qu'elle est graduellement remplacée par les tiges du sous-étage (Kneeshaw et Gauthier 2003). Techniquement, le début de ce stade correspond généralement à l'âge de sénescence, soit le moment, sur la courbe d'évolution, où le peuplement atteint le volume maximum. Cet âge est généralement supérieur au seuil minimum de 80 ou 100 ans retenu comme critère du stade *vieux*.

[40] Des critères de surface terrière totale, en essences longévives et en gros bois, peuvent être utilisés afin d'identifier les vieux peuplements d'essences tolérantes à l'ombre et longévives (Guillemette et McCullough 2011, Jetté et al. 2012a).

- productivité – Les vieux peuplements localisés sur des sites à bon potentiel de croissance acquièrent des attributs de vieille forêt plus rapidement et présentent des caractéristiques différentes des vieux peuplements sur des sites pauvres (ex. : peuplements ouverts par la paludification). Une évaluation du pourcentage de vieux peuplements ventilé selon leur productivité permet de s'assurer qu'une quantité significative de vieilles forêts productives est conservée.
- composition – Les vieilles forêts sont théoriquement composées majoritairement d'essences de fin de succession. Une évaluation de la composition des vieux peuplements (ex. : types de couvert, essences) permet de s'assurer qu'ils sont représentatifs de ceux présents dans les paysages naturels. La composition peut également être examinée de manière à tenir compte de la vulnérabilité des peuplements aux épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (ex. : pourcentage des vieilles forêts en sapinière).
- configuration – Les vieilles forêts de faible superficie et isolées (ex. : lisières boisées riveraines) ont peu de forêts d'intérieur et contribuent moins efficacement au maintien de la biodiversité associée aux vieilles forêts[41]. Une évaluation du pourcentage des vieux peuplements localisés dans les massifs forestiers permet de s'assurer que ces peuplements seront en quantité suffisante afin de maintenir les espèces sensibles à la fragmentation.

Intégration au calcul

L'intégration de cet objectif dans le calcul des possibilités forestières se fait essentiellement par le suivi de la proportion de chaque stade de développement. Ces proportions sont évaluées pour l'ensemble de l'unité d'aménagement ou à l'échelle d'unités territoriales (ex. : UTA, UTR) tout au long de l'horizon du calcul. La conservation permanente, l'allongement de la révolution et l'utilisation des coupes partielles sont considérés au calcul afin de répondre aux objectifs de structure d'âge.

L'intégration de cet objectif au calcul des possibilités forestières se fait aux étapes suivantes :

- ✓ **Cartographie**
  - Strates d'aménagement
- ✓ **Stratégie sylvicole**
  - Évolution des strates
- ✓ **Variables de suivi**
- ✓ **Optimisation**
  - Spatialisation avec STANLEY

[41] Boucher et al. (2011b).

Cartographie

Les UT utilisées pour l'analyse de la structure d'âge sont basées sur les UTR ou les COS présents dans la carte CFET-BFEC[42].

Toutes les superficies forestières productives sont retenues pour évaluer les proportions de chaque stade de développement. Ainsi, même les superficies de l'unité d'aménagement exclues du calcul des possibilités forestières (ex. : aires protégées, peuplements inaccessibles) sont considérées.

Stratégie sylvicole

La stratégie sylvicole prévoit l'application de coupes partielles sur les strates appropriées. Les coupes partielles intégrées au calcul sont l'EC, la CPR, la CPI et les CJ[43]. Les strates traitées par coupe partielle contribuent au stade *7 m et plus* ou *vieux*, à condition que celles-ci répondent aux critères (hauteur, âge ou surface terrière) définissant les stades de développement[44].

Variables de suivi

Trois indicateurs de la structure d'âge sont intégrés au calcul comme variables de suivi :

- stade *régénération*;
- stade *7 m et plus*;
- stade *vieux*.

Les critères pour définir ces stades de développement sont basés sur l'âge, la hauteur ou la surface terrière (tableau 3). Pour identifier les strates de stade *vieux*, l'âge[45] est généralement utilisé pour les types de forêt constitués de conifères (ex. : pessières, sapinières, pinèdes grises) ou de feuillus intolérants à l'ombre (ex. : bétulaies blanches, peupleraies)[46], tandis que la surface terrière est utilisée pour les types de forêt de feuillus tolérants à l'ombre (ex. : bétulaies jaunes, chênaies,

[42] Les COS utilisés dans le cadre de la planification opérationnelle peuvent différer de ceux contenus dans la carte. Dans de tels cas, une correspondance a été réalisée afin de former des UTA dont les délimitations sont similaires.

[43] Se référer au chapitre 3 pour une description des traitements sylvicoles intégrés au calcul.

[44] Par exemple, une strate « pessière » qui a subi la coupe d'ensemencement de la CPI-RL est considérée comme vieille si l'âge est ≥ 100 ans.

[45] Dans le cadre du calcul, l'âge est établi sur la base des données dendrométriques (âge des arbres sondés). Ceci peut générer des écarts avec l'âge établi sur la base de l'information cartographique.

[46] Ces types de forêt évoluent à l'aide du modèle NATURA-2009. Ce modèle de croissance à l'échelle du peuplement fait évoluer les variables en fonction de l'âge des arbres études dominants et co-dominants des placettes. Se référer au fascicule 2.4 – Évolution des strates.

érablières) ou de résineux longévifs (ex. : pinèdes blanches, prucheraies, cédrières)[47].

Tableau 3. **Critères utilisés dans le calcul des possibilités forestières pour définir chaque stade de développement.**

Domaine bioclimatique	Régénération	7 m et +	Vieux
Pessière	< 20 ans	≥ 7 m*	≥ 100 ans
Sapinière à bouleau blanc	< 15 ans		≥ 80 ans
Sapinière à bouleau jaune			≥ 80 ans ou ≥ 20 m^2/ha
Érablières	< 10 ans		≥ 100 ans ou ≥ 23 m^2/ha

* Réfère à la hauteur dominante. Aux fins du calcul, l'âge requis pour atteindre 7 m de hauteur est utilisé dans la modélisation.

Le pourcentage de strates de stade *7 m et plus* est évalué pour chaque UTR (pour les domaines de l'érablière et de la sapinière) ou chaque COS (pour le domaine de la pessière). Selon le futur RADF, ce pourcentage doit être d'au moins 30 %[48].

Les pourcentages de strates de stades *régénération* et *vieux* sont calculés pour chaque UT[49]. Ces pourcentages doivent respecter les seuils établis pour chaque UT, selon les degrés d'altération *cibles*. Par exemple, pour une UT dont le degré d'altération *cible* pour les vieilles forêts est faible, ceci signifie qu'elles doivent représenter au moins 50 % de la proportion naturelle (figure 3).

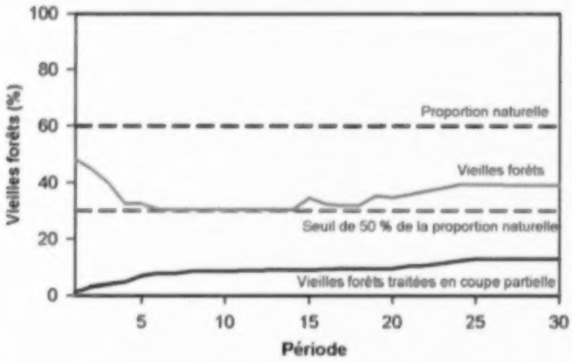


Figure 3. **Exemple d'évolution du pourcentage de vieilles forêts dans une unité territoriale (UT) dont le degré d'altération *cible* est faible (≥ 50 % de la proportion naturelle).**

La somme de la superficie des UT ayant un degré d'altération faible, moyen ou élevé est compilée afin d'être comparée aux objectifs identifiés dans la stratégie d'aménagement. Selon le projet de la Stratégie d'aménagement durable des forêts, la somme de la superficie des UT ayant un degré d'altération faible ou moyen doit être égal ou supérieur à 80 % de la superficie de l'unité d'aménagement (figure 4).

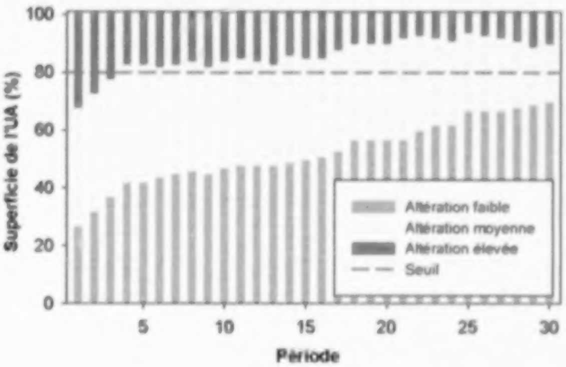


Figure 4. **Exemple d'évolution du pourcentage de la superficie de l'unité d'aménagement (UA) en unités territoriales ayant un degré d'altération faible, moyen ou élevé pour le stade *vieux*, ainsi que le seuil minimal d'altération faible ou moyen de 80 % tel que défini par le projet de la Stratégie d'aménagement durable des forêts.**

Selon le contexte de chaque unité d'aménagement, d'autres indicateurs peuvent être intégrés en variables de suivi afin d'évaluer la qualité des vieilles forêts (se référer à la section *Indicateurs forestiers*). Par exemple, les strates de stade *vieux* traitées en coupe partielle (vieux imité) peuvent être distinguées de celles sans coupe partielle (ex. : figure 3).

Optimisation

Afin de s'assurer que les seuils définis pour les stades de développement soient respectés, ceux-ci sont intégrés sous forme de *contraintes à l'optimisation*. Pour les stades *régénération et vieux*, ces contraintes sont appliquées de manière à respecter les degrés d'altération visés pour l'ensemble des UT. Pour les unités d'aménagement soumises à un plan de restauration, un délai pour l'application de la contrainte est appliqué pour les UT où le seuil ne peut être respecté au début de l'horizon de calcul.

Afin de respecter les seuils de vieille forêt, l'optimisation permet d'établir, en tenant compte de la *fonction objectif* et des *contraintes à l'optimisation* du modèle (ex. : limite budgétaire), s'il est plus approprié de faire vieillir des strates au-delà des critères d'exploitabilité (allongement

[47] Ces types de forêt évoluent à l'aide du modèle ARTÉMIS-2009. Ce modèle de croissance à l'échelle de la tige fait évoluer les variables en fonction du temps et non de l'âge.
[48] Selon le futur RADF, ce pourcentage doit être respecté à la fois pour les UTR et les COS dans le domaine de la pessière. Aux fins du calcul cependant, ce pourcentage n'est évalué que pour les COS compte tenu que ceux-ci sont plus petits et que cette échelle d'analyse est plus contraignante que celle des UTR.
[49] Au besoin, le pourcentage de strates de stade *vieux* peut également être calculé pour l'ensemble de l'unité d'aménagement.

de la révolution) ou d'appliquer des coupes partielles. Des contraintes sur la superficie traitée en coupe partielle peuvent également être appliquées afin de refléter la capacité opérationnelle d'application de ce type de traitement sylvicole dans une unité d'aménagement.

État des connaissances

Les effets des coupes partielles sur le maintien de la biodiversité associée aux vieilles forêts sont relativement peu documentés et ont été évalués à court terme principalement. Cependant, ces travaux suggèrent que les peuplements traités ne peuvent maintenir l'ensemble des espèces animales et végétales associées aux vieilles forêts[50]. La coupe partielle permet néanmoins de réduire l'écart entre les vieux peuplements naturels et ceux récoltés, un écart qui est fortement influencé par le taux de prélèvement.

Les seuils de vieilles forêts permettant de maintenir les populations d'espèces sensibles à la perte de cet habitat sont également peu documentés. Les travaux récents indiquent qu'une proportion de 30 à 40 % de l'habitat d'origine serait nécessaire afin de maintenir les espèces sensibles à la perte d'habitat[51]. En forêt boréale québécoise, le seuil critique de vieilles forêts nécessaire à certaines espèces correspondrait dans certaines régions à la proportion minimale qu'auraient occupées les vieilles forêts sous un régime de perturbations naturelles (i.e. limite inférieure de variabilité naturelle)[52]. Par mesure de précaution, les pourcentages de vieilles forêts devraient être supérieurs à ces seuils critiques, de manière à assurer la persistance des espèces associées à cet habitat. Ceci permettrait également de s'assurer d'une certaine marge de manœuvre face aux effets des perturbations naturelles sur la quantité de vieilles forêts. Enfin, les caractéristiques des vieilles forêts résiduelles (ex. : composition, productivité, configuration) devraient être davantage documentées afin de s'assurer qu'elles contribuent adéquatement au maintien de la biodiversité.

Références

Références citées

Bergeron, Y., D. Cyr, C. R. Drever, M. Flannigan, S. Gauthier, D. Kneeshaw, E. Lauzon, A. Leduc, H. Le Goff, D. Lesieur et K. Logan. 2006. Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management. Revue canadienne de recherche forestière, 36 : 2737-2744.

Bergeron, Y., A. Leduc, B. Harvey et S. Gauthier. 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. Silva Fennica, 36(1) : 81-95.

Bouchard, M., D. Pothier et S. Gauthier. 2008. Fire return intervals and tree species succession in the North Shore region of eastern Quebec. Revue canadienne de recherche forestière, 38 : 1621-1633.

Boucher, D., S. Gauthier et L. De Grandpré. 2006. Structural changes in coniferous stands along a chronosequence and a productivity gradient in the northeastern boreal forest of Québec. Écoscience, 13(2) : 172-180.

Boucher, Y., M. Bouchard, P. Grondin et P. Tardif. 2011a. Le registre des états de référence : intégration des connaissances sur la structure, la composition et la dynamique des paysages forestiers naturels du Québec méridional. Mémoire de recherche forestière n° 161. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 21 p.

Boucher, Y., M.-H. St-Laurent et P. Grondin. 2011b. Logging-induced edge and configuration of old-growth forest remnants in the eastern North-American boreal forests. Natural Areas Journal, 31 : 300-306.

Boudreault, C., Y. Bergeron, S. Gauthier et P. Drapeau. 2002. Bryophyte and lichen communities in mature to old-growth stands in eastern boreal forests of Canada. Revue canadienne de recherche forestière, 32 : 1080-1093.

Chabot, M., P. Blanchet, P. Drapeau, J. Fortin, S. Gauthier, L. Imbeau, G. Lacasse, G. Lemaire, A. Nappi, R. Quenneville et É. Thiffault. 2009. Le feu en milieu forestier. *Dans* Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Manuel de foresterie. 2e édition, Éditions Multimondes, Québec, Qc, pp. 1037-1090.

Cyr, D., S. Gauthier et Y. Bergeron. 2007. Scale-dependent determinants of heterogeneity in fire frequency in a coniferous boreal forest of eastern Canada. Landscape Ecology, 22 : 1325-1339.

Cyr, D., S. Gauthier, Y. Bergeron et C. Carcaillet. 2009. Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability. Frontiers in Ecology and Environment, 7(10) : 519-524.

De Grandpré, L., J. Morissette et S. Gauthier. 2000. Long-term post-fire changes in the northeastern boreal forest of Quebec. Journal of Vegetation Science, 11 : 791-800.

Déry, S. et M. Leblanc. 2005. Lignes directrices pour l'implantation des îlots de vieillissement rattachées à l'objectif sur le maintien de forêts mûres et surannées – Partie II : intégration à la planification forestière. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement forestier, Québec, Qc, 11 p.

Doyon, F. et D. Bouffard. 2009. Enjeux écologiques de la forêt feuillue tempérée québécoise. Produit pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Ripon, Qc, 63 p.

Drapeau, P., A. Leduc et Y. Bergeron. 2009. Bridging ecosystem and multiple species approaches for setting conservation targets in managed boreal landscapes. *Dans* Villard, M.-A. et B.G. Jonsson (*éditeurs*). Setting conservation targets in managed forest landscapes. Cambridge University Press, UK, pp. 129-160.

Drapeau, P., A. Leduc, Y. Bergeron, S. Gauthier et J.-P. Savard. 2003. Les communautés d'oiseaux des vieilles forêts de la pessière à mousses de la ceinture d'argile : problèmes et solutions face à l'aménagement forestier. Forestry Chronicle, 79(3) : 531-540.

Fenton, N., H. Bescond, L. Imbeau, C. Boudreault, P. Drapeau et Y. Bergeron. 2009. Silvicultural and ecological evaluation of partial harvest in the boreal forest on the clay belt, Québec. *Dans* Gauthier et al. (*éditeurs*). Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Québec, Qc, pp. 373-393.

FSC Canada. 2004. Norme boréale nationale. Groupe de travail du Canada, Canada, 211 p.

Guillemette, F. et V. McCullough. 2011. Caractéristiques dendrométriques de vieux peuplements feuillus. Avis technique SSRF – 4. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 12 p.

Harvey, B.D., A. Leduc, S. Gauthier et Y. Bergeron. 2002. Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. Forest Ecology and Management, 155 : 369-385.

Imbeau, L., M. Monkkonen et A. Desrochers. 2001. Long-term effects of forestry on birds of the eastern Canadian boreal forest: a comparison with Fennoscandia. Conservation Biology, 15(4) : 1151-1162.

[50] Fenton et al. (2009), Vanderwel et al. (2009).
[51] Drapeau et al. (2009), Rompré et al. (2010).
[52] Drapeau et al. (2009).

Imbeau, L., J.P.L. Savard et R. Gagnon. 1999. Comparing bird assemblages in successional black-spruce stands originating from fire and logging. Revue canadienne de zoologie, 77 : 1850-1860.

Jetté, J.-P., M.-A. Vaillancourt, A. Leduc et S. Gauthier. 2008. Les enjeux écologiques de l'aménagement forestier. *Dans* Gauthier *et al.* (*éditeurs*). Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Québec, Qc, pp. 1-10.

Jetté, J.-P., M. Leblanc, M. Bouchard, S. Déry et N. Villeneuve. 2012a. Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie I – Analyse des enjeux, version 1.1 (document de travail). Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, Québec, Qc, 159 p.

Jetté, J.-P., M. Leblanc, M. Bouchard, S. Déry et N. Villeneuve. 2012b. Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie II – Élaboration de solutions aux enjeux, version 1.2 (document de travail). Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, Québec, Qc, 167 p.

Kneeshaw, D.D. et P.J. Burton. 1998. A functional assessment of old-growth status: case study in the sub-boreal spruce zone of British Columbia. Natural Areas Journal, 18 : 295-310.

Kneeshaw, D. et S. Gauthier. 2003. Old growth in the boreal forest: a dynamic perspective at the stand and landscape level. Environmental Review, 11 : S99-S114.

Leboeuf, M. 2004. Effets de la fragmentation générée par les coupes en pessière noire à mousses sur huit espèces d'oiseaux de forêt mature. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal, Qc, 111 p.

Lycke, A., L. Imbeau et P. Drapeau. 2011. Effects of commercial thinning on site occupancy and habitat use by spruce grouse in boreal Quebec. Revue canadienne de recherche forestière, 41 : 501-508.

MRN – Statistiques forestières
http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/connaissances/connaissances-statistiques.jsp (consulté le 29 juin 2012)

MRNF. 2010a. Ressources et industries forestières. Portrait statistique, édition 2010. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement de l'industrie des produits forestiers.
http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/stat_edition_complete/complete2010.pdf (consulté le 29 juillet 2013)

MRNF. 2010b. Consultation sur l'aménagement durable des forêts du Québec : document de consultation publique – Stratégie d'aménagement durable des forêts et modalités proposées pour le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts. Gouvernement du Québec, Québec, Qc, 104 p.
http://consultation-adf.mrn.gouv.qc.ca/pdf/document-consultation-adf.pdf (consulté le 29 juillet 2013)

Paquin, P. 2008. Carabid beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity in the black spruce succession of eastern Canada. Biological Conservation, 141 : 261-275.

Pham, A.T., L. De Grandpré, S. Gauthier et Y. Bergeron. 2004. Gap dynamics and replacement patterns in gaps of the northeastern boreal forest of Quebec. Revue canadienne de recherche forestière, 34 : 353-364.

Potvin, F., R. Courtois et L. Bélanger. 1999. Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec boreal forest: multiscale effects and management implications. Revue canadienne de recherche forestière, 29 : 1120-1127.

Potvin, F., L. Bélanger et K. Lowell. 2000. Marten habitat selection in a clearcut boreal landscape. Conservation Biology, 14(3) : 844-857.

Rheault, H., P. Grondin, R. Ouimet, C. Hébert et C. Dussault. 2009. Stand composition and structure as indicators of epixylic diversity in old-growth boreal forests. Écoscience, 16(2) : 183-196.

Rompré, G., Y. Boucher, L. Bélanger, S. Côté et W.D. Robinson. 2010. Conserving biodiversity in managed forest landscapes: the use of critical threshold for habitat. Forestry Chronicle 86(5) : 589-596.

Vaillancourt, M.-A. 2008. Effets des régimes de perturbation par le chablis sur la biodiversité et les implications pour la récupération. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement socio-économique, des partenariats et de l'éducation et Service de la mise en valeur de la ressource et des territoires fauniques, Québec, Qc, 58 p.
www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/faune/effets-perturbations-chablis.pdf (consulté le 29 juillet 2013)

Vanderwel, M.C., S.C. Mills et J.R. Malcom. 2009. Effects of partial harvesting on vertebrate species associated with late-successional forests in Ontario's boreal region. Forestry Chronicle, 85 : 91-104.

Lectures suggérées

Jetté, J.-P., M. Leblanc, M. Bouchard, S. Déry et N. Villeneuve. 2012a. Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie I – Analyse des enjeux, version 1.1 (document de travail). Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, Québec, Qc, 159 p.

Jetté, J.-P., M. Leblanc, M. Bouchard, S. Déry et N. Villeneuve. 2012b. Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie II – Élaboration de solutions aux enjeux, version 1.2 (document de travail). Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, Québec, Qc, 167 p.

Cyr, D., S. Gauthier, Y. Bergeron et C. Carcaillet. 2009. Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability. Frontiers in Ecology and Environment, 7(10) : 519-524.

Vanderwel, M.C., S.C. Mills et J.R. Malcom. 2009. Effects of partial harvesting on vertebrate species associated with late-successional forests in Ontario's boreal region. Forestry Chronicle, 85 : 91-104.

Rédaction : Antoine Nappi, biol., Ph.D.
Collaboration : Jérôme Garet, ing.f., M.Sc. (BFEC).
Révision : Mario Belletête, tech.f. (MRN), Marie-Josée Blais, ing.f., M.Sc. (BFEC), Marie-Hélène Bouchard, biol., M.Sc. (MRN), Claude Bourgeois, tech. de la faune (MDDEFP), Michel Caron, ing.f. (BFEC), Denis Chabot, ing.f. (retraité du BFEC), Dominic Cyr, biol., Ph.D. (ISFORT), Simon Guay, ing.f. (BFEC), Gaétan Laberge, ing.f. (DGR), Marc Leblanc, ing.f., M.Sc. (MRN) et Daniel Pin, ing.f., M.Sc (BFEC).

Référence à citer : Nappi, A. 2013. Structure d'âge. Fascicule 4.1. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 115-123.

4.2 Composition végétale

Crédit photo : Antoine Nappi

La raréfaction ou l'envahissement de certaines essences peut représenter un enjeu important à l'échelle régionale. Aux fins du calcul des possibilités forestières, des scénarios sylvicoles particuliers sont prévus afin de diminuer, de maintenir ou d'augmenter l'abondance de ces essences. Des variables de suivi sont disponibles afin d'évaluer, dans le temps, l'effet de la stratégie d'aménagement sur l'abondance de celles-ci.

Préoccupation

La composition végétale[1] des forêts aménagées peut différer fortement de celle des forêts naturelles. Dans les paysages naturels, la composition végétale est essentiellement déterminée par le climat, les caractéristiques du milieu physique et les régimes de perturbations naturelles[2]. L'exploitation forestière des derniers siècles a modifié la composition végétale à des degrés variables selon les régions[3]. Les coupes forestières ont généralement créé des conditions de régénération inadéquates pour certaines essences entraînant leur raréfaction. La modification du régime de perturbations naturelles (ex. : suppression des feux dans certaines régions) et la présence d'insectes ou de maladies exotiques ont également contribué à cette raréfaction[4]. Ces changements de composition influencent, entre autres, les conditions d'habitat pour la faune et la flore[5], la dynamique des écosystèmes forestiers (ex. : cycle des nutriments) ainsi que la diversité et la qualité des produits forestiers ligneux. Les enjeux de composition végétale varient selon les régions (tableau 1)[6].

Plusieurs essences longévives et tolérantes à l'ombre (pruche du Canada, thuya occidental, épinette rouge, épinette blanche) se sont raréfiées dans les forêts aménagées. Pour ces essences de fin de succession, l'établissement et la croissance des semis est lente et exige un couvert partiel. En forêt naturelle, les perturbations légères créent de petites trouées adéquates pour leur régénération : présence de semenciers, de sol minéral, de gros débris ligneux, d'ombrage et d'humidité. La raréfaction de ces essences dans les peuplements aménagés est imputable en grande partie à une sylviculture mal adaptée à leurs exigences[7] (ex. : trop forte ouverture du couvert, courte révolution). La pression du broutement par le cerf de Virginie nuit également à la régénération du thuya et de la pruche[8]. En Gaspésie, la

Tableau 1. Principaux enjeux de composition végétale et domaines bioclimatiques potentiellement touchés[9].

Enjeux potentiels[a]	Domaine bioclimatique			
	Érablières	Sapinière à bouleau jaune	Sapinière à bouleau blanc	Pessière
Raréfaction de la pruche	✓	ouest		
Raréfaction du thuya	✓	✓	✓	✓
Raréfaction de l'épinette rouge	✓	✓	✓	
Raréfaction de l'épinette blanche	✓	✓	✓	✓
Raréfaction du pin blanc et pin rouge	✓	✓	est[b]	
Raréfaction du chêne rouge	✓	ouest		
Raréfaction des essences compagnes de l'érablière	✓	✓		
Diminution du bouleau jaune	✓	✓	✓	
Envahissement par le hêtre	✓	ouest		
Envahissement par le sapin baumier	✓	✓	✓	✓
Changement dans les proportions des types de couvert (enfeuillement, enrésinement, raréfaction des peuplements mixtes)	✓	✓	✓	✓

[a] Les enjeux liés à l'ouverture du couvert et à la perte de productivité (envahissement par les éricacées, paludification ou expansion des milieux ouverts à lichens) ou à la plantation d'espèces exotiques ne sont pas traités dans ce fascicule.
[b] Pour le pin blanc.

[1] La composition végétale fait référence à la richesse et à l'abondance de l'ensemble des espèces végétales (ex. : arbres, plantes de sous-bois). Ce fascicule traite particulièrement des enjeux de composition en essences commerciales.
[2] Bergeron (2000), Grondin et Cimon (2003), Duchesne et Ouimet (2008).
[3] Grondin et Cimon (2003), Boucher et al. (2009a, b), Doyon et Bouffard (2009), Laquerre et al. (2009), Jetté et al. (2012a).
[4] Se référer aux exemples dans Boulet et al. (2009).
[5] Par exemple, des espèces végétales à statut précaire sont associées à des essences telles que la pruche, le thuya ou le pin blanc (Jetté et al. 2012a).
[6] Se référer à Grondin et Cimon (2003), Doyon et Bouffard (2009) et Jetté et al. (2012a) pour une description plus détaillée des enjeux.
[7] Grondin et Cimon (2003), Dumais et Prévost (2007), Jetté et al. (2012a).
[8] Bédard et Majcen (2000).
[9] Tiré de Grondin et Cimon (2003), Doyon et Bouffard (2009) et Jetté et al. (2012a).

raréfaction de l'épinette blanche a été amplifiée par deux épidémies d'insectes dans les années 1930[10].

Les pins blanc[11] et rouge se sont raréfiés sous l'action combinée de la suppression des feux et de l'exploitation forestière[12]. En forêt naturelle, le feu procure les conditions de régénération adéquates pour ces essences par l'exposition du sol minéral et l'élimination de la végétation concurrente. L'absence de feu et les coupes sélectives, répétées et menées sans égard aux conditions de régénération, ont favorisé certaines essences, telles que le sapin et les feuillus intolérants, au détriment des pins. La régénération des pinèdes blanches est également compromise par la rouille vésiculeuse du pin blanc et le charançon du pin blanc. L'abondance du chêne rouge est également influencée par le passage du feu[13]. En absence de feu, les chênaies sont fréquemment envahies par l'érable à sucre[14].

L'aménagement en forêt feuillue tempérée a favorisé l'érable à sucre, au détriment des essences compagnes[15]. Que ce soit pour la production ligneuse ou acéricole, l'aménagement orienté en grande partie sur l'érable à sucre a entraîné une diminution de plusieurs essences telles que le bouleau jaune[16], le chêne rouge, le frêne d'Amérique ainsi que des bouquets de conifères. D'autres essences (ex. : l'orme d'Amérique ou le noyer cendré) se sont raréfiées sous l'action d'agents pathogènes exotiques[17]. Les érablières sont également sujettes à un envahissement par le hêtre, lequel implique de nombreux facteurs tels que la fertilité des sols, les précipitations acides et les pratiques sylvicoles passées[18].

L'envahissement du sapin baumier (ensapinage) dans les peuplements dominés par des conifères peut constituer une préoccupation importante dans certaines régions. L'ensapinage se produit au détriment d'essences en raréfaction telles que l'épinette rouge, l'épinette blanche, le pin blanc, la pruche et le thuya[19]. Il constitue également un enjeu préoccupant pour les peuplements mélangés[20] d'épinette noire et de sapin en forêt boréale[21] (figure 1). Lorsque la régénération préétablie de sapin est abondante, la coupe peut favoriser une augmentation de la proportion de sapin dans le couvert dominant. Les peuplements à forte proportion de sapin sont plus vulnérables à la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE). Bien que la TBE puisse contribuer à réajuster la proportion relative de sapin dans les peuplements futurs, de nombreuses incertitudes demeurent quant à l'évolution de ces peuplements.

Des changements dans les proportions des types de couvert[22] peuvent être observés à la suite d'un enfeuillement ou d'un enrésinement des peuplements. Bien que l'enfeuillement puisse être observé dans tous les domaines bioclimatiques, la sensibilité à l'enfeuillement varie selon les types de peuplements et les régions[23] (figure 2). Les espèces feuillues intolérantes à l'ombre – telles que les peupliers, le bouleau à papier, l'érable à épis ou l'aulne – possèdent la capacité d'envahir rapidement le parterre de coupe lorsqu'une forte ouverture du couvert est créée, que ces essences sont présentes avant traitement et que la densité de la régénération résineuse est déficiente[24]. Un enrésinement à l'échelle du paysage peut, à l'inverse, être observé dans certaines régions où les plantations résineuses couvrent de grandes superficies[25]. Enfin, l'aménagement des peuplements en vue d'une production exclusivement résineuse ou feuillue peut entraîner une diminution de la proportion des peuplements mixtes[26], lesquels représentent des habitats particuliers pour certaines espèces fauniques ou floristiques[27].

---

[10] Le diprion européen de l'épinette aurait détruit près de 11 millions de m^3 d'épinettes blanches (Boulet et al. 2009) et le dentroctone de l'épinette, 1 million de m^3 d'épinettes (St-Germain et al. 2013).

[11] L'enjeu du pin blanc est traité plus spécifiquement au fascicule 4.3 – Pin blanc.

[12] Doyon et Bouffard (2009), Laflamme (2012).

[13] L'enjeu relatif au chêne rouge peut différer selon les régions. En Outaouais, l'abondance du chêne rouge aurait augmenté sur les sites en haut de pente (végétations potentielles FC1 et FE6), à la suite des feux d'origine humaine lors de la colonisation (Laflamme 2012).

[14] Majcen (2003).

[15] Majcen (2003), Doyon et Bouffard (2009), Jetté et al. (2012a).

[16] La diminution du bouleau jaune peut également être observée dans les peuplements mixtes de la sapinière à bouleau jaune, lorsque ces derniers ont été, par le passé, aménagés vers une production résineuse (Jetté et al. 2012a).

[17] Maladie hollandaise de l'orme et chancre du noyer cendré.

[18] Duchesne et al. (2003), Doyon et Bouffard (2009).

[19] Grondin et Cimon (2003), Doyon et Bouffard (2009), Jetté et al. (2012a).

[20] Dans ce document, un peuplement « mélangé » réfère à un peuplement dont plusieurs essences codominent (en opposition à un peuplement pur).

[21] Grondin et al. (2003b).

[22] Les types de couvert sont définis en trois grands groupes : peuplements résineux, peuplements mixtes et peuplements feuillus. Les peuplements mixtes peuvent également être ventilés en deux sous-groupes selon leur dominance résineuse ou feuillue.

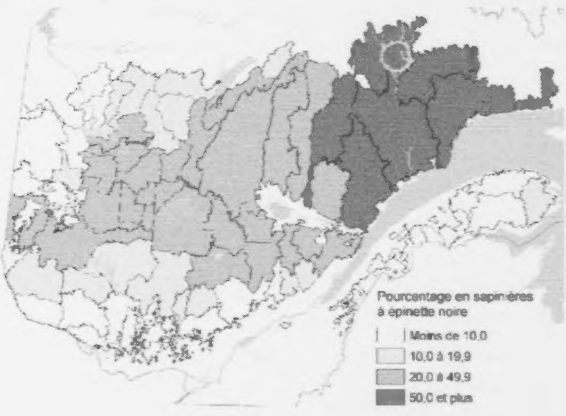
[23] Selon Grondin et al. (2003a), les peuplements les plus propices à l'enfeuillement sont 1) les sapinières à bouleau blanc, les sapinières à bouleau jaune et les bétulaies jaunes résineuses, 2) les pessières noires à sapin sur till de texture moyenne, 3) les pessières noires sur dépôts de texture fine avec peuplier faux-tremble (ME1) et 4) les pessières noires à aulne.

[24] Archambault et al. (1998), Grondin et al. (2003a).

[25] Par exemple, les vastes plantations d'épinettes dans le bassin versant de la rivière Rimouski qui ont suivi les coupes de récupération lors de la dernière épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (Boucher al. 2009).

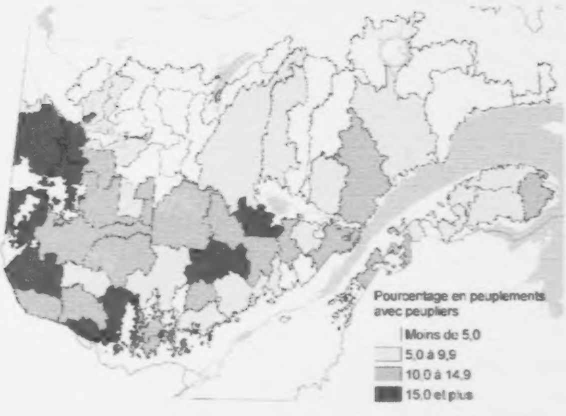
[26] Dans ce document, un peuplement « mixte » réfère à un peuplement composé d'essences feuillues et résineuses (en opposition à un peuplement résineux ou feuillu).

[27] Hobson et Bayne (2000), Girard et al. (2004).



Source : Compilation du Bureau du forestier en chef

Figure 1. **Pourcentage des unités d'aménagement en sapinières à épinette noire (sur la base de la végétation potentielle RS2), lesquelles seraient susceptibles à l'ensapinage.**



Source : Compilation du Bureau du forestier en chef

Figure 2. **Pourcentage des unités d'aménagement en peuplements contenant du peuplier (sur la base du groupement d'essences). Bien qu'une portion de ces peuplements soit d'origine naturelle (ex. : issus de perturbations naturelles sévères telles que le feu), leur proportion aurait augmenté de façon plus ou moins importante selon les régions, à la suite d'interventions humaines. L'envahissement par le peuplier est notamment problématique sur les sols de texture fine en Abitibi, au Bas-Saint-Laurent et en Gaspésie[28].**

Aménagement forestier

Objectif

L'objectif d'aménagement vise à contrer les changements de composition végétale. Ces changements touchent aussi bien la raréfaction que l'envahissement des essences (définies comme « essences enjeux »). Compte tenu de la répartition naturelle des essences et de l'historique d'aménagement de chaque région, les enjeux et les objectifs spécifiques varient d'une région à l'autre.

Plusieurs objectifs spécifiques à la composition végétale sont interreliés. Une même action sylvicole peut répondre à plus d'un objectif, comme le fait de conserver des semenciers d'une essence en raréfaction dans un procédé de régénération qui vise à limiter l'envahissement par les feuillus intolérants à l'ombre.

Les objectifs de composition végétale sont également liés à d'autres objectifs d'aménagement, entre autres ceux concernant la structure d'âge des forêts (ex. : composition représentative des vieilles forêts), le maintien de l'habitat d'espèces à statut précaire (ex. : paysage à dominance résineuse pour le caribou des bois) ou la vulnérabilité des forêts aux perturbations naturelles (ex. : vulnérabilité du sapin face à la TBE).

Encadré 1. Engagements gouvernementaux

Projet de Stratégie d'aménagement durable des forêts[29]

- **Un des objectifs de la Stratégie consiste à aménager les forêts de manière à conserver les principaux attributs des forêts naturelles.**
- **Les plans d'aménagement forestier intégré (PAFI) doivent répondre aux enjeux écologiques que pose l'aménagement forestier.**
- **Un des six principaux enjeux reconnus dans toutes les régions du Québec concerne la composition végétale.**

Moyens d'aménagement

Par le passé, la raréfaction de certaines essences (et l'envahissement par d'autres) a été causée, dans bien des cas, par une sylviculture mal adaptée à leurs exigences écologiques. Trois types de moyens permettent de répondre aux enjeux de composition végétale :

- les traitements sylvicoles;
- l'allongement des révolutions;
- la conservation.

Traitements sylvicoles

Dans le cas des essences en raréfaction, les traitements sylvicoles doivent permettre de créer les conditions adéquates pour l'établissement et la croissance de la régénération (tableau 2). Les principaux facteurs impliqués sont :

- la présence de semenciers – L'ensemencement naturel dépend de la présence d'un nombre suffisant d'arbres semenciers, de préférence de fortes dimensions.

[28] Grondin et al. (2003a), Laquerre et al. (2009).

[29] MRNF (2010).

- des lits de germination adéquats – Les lits de germination adéquats de la plupart de ces essences incluent les gros débris ligneux, le sol minéral ou un mélange de sol minéral et organique.
- une ouverture adéquate du couvert forestier – L'intensité du prélèvement et le patron d'ouverture du couvert modifient les conditions d'ombrage, d'humidité et de température. Par exemple, une trop forte ouverture du couvert ne répond pas aux exigences des essences tolérantes à l'ombre (ex. : épinette rouge) dont la croissance des semis se fait sous couvert. De plus, cette forte ouverture favorise la végétation concurrente à laquelle ces essences sont sensibles.

Plusieurs traitements sylvicoles répondent aux critères précédents et peuvent être utilisés afin de favoriser la régénération des essences en raréfaction tout en contrant l'envahissement par le sapin ou les feuillus intolérants :

- coupes partielles – La coupe progressive régulière (CPR) ou irrégulière (à couvert permanent [CPI-CP] ou à régénération lente [CPI-RL]) peut répondre aux exigences des essences en raréfaction[30] (tableau 2). Elles visent l'installation d'une régénération abondante en essences désirées sous un couvert protecteur, tout en limitant l'envahissement par la végétation concurrente[31]. Les modalités de récolte (intensité du prélèvement, délai entre la coupe d'ensemencement et la coupe finale) sont adaptées à chaque essence. Les coupes de jardinage avec gestion par arbre peuvent s'appliquer aux essences plus tolérantes à l'ombre[32] (ex. : épinette rouge, pruche, thuya), alors que les coupes de jardinage avec cohortes juxtaposées sont tout indiquées pour le bouleau jaune, une essence semi-tolérante à l'ombre[33].
- éclaircie commerciale – L'application d'une ou de plusieurs éclaircies commerciales (EC) permet un étalement de la récolte, ce qui comporte des avantages tant du point de vue sylvicole (ex. : maintien de semenciers), économique (ex. : augmentation de la valeur des bois) ou écologique (ex. : maintien des peuplements mûrs d'essences en raréfaction). Cette approche est utilisée pour certaines essences longévives telles que le pin blanc[34].
- préparation de terrain – Le scarifiage est souvent requis pour créer des lits de germination plus adéquats par l'exposition des sols minéraux ou le mélange des couches minérale et organique.
- reboisement – L'ensemencement ou la plantation d'enrichissement sont utilisés afin de pallier le manque de régénération naturelle en essences désirées. Le regarni et la plantation uniforme visent à augmenter l'espace de croissance par les essences désirées. La plantation uniforme est prévue lorsque des rendements supérieurs sont recherchés.
- éducation au stade gaulis – Les essences en raréfaction étant fortement sensibles à la végétation concurrente, les traitements d'éducation au stade gaulis (ex. : éclaircie précommerciale (EPC), nettoiement) sont souvent requis sur les stations où la concurrence est forte.

Allongement de la révolution

L'allongement de la révolution[35] favorise le développement et le maintien de semenciers et d'attributs de vieilles forêts (ex. : bois mort en décomposition) dont dépendent plusieurs essences en raréfaction. Cet allongement laisse également plus de temps pour l'installation d'une cohorte abondante de semis de ces essences dont l'établissement et la croissance sont généralement lents.

Conservation

Exclure de la récolte certains territoires (ex. : aires protégées, secteurs inaccessibles) peut contribuer au maintien d'essences en raréfaction. La conservation peut viser certaines forêts dont la composition végétale est rare (ex. : écosystèmes forestiers exceptionnels). De plus, la conservation permanente permet le maintien

Encadré 2. Aménagement écosystémique

- En forêt naturelle, la composition végétale est essentiellement déterminée par le climat, les caractéristiques du milieu physique et les régimes de perturbations naturelles. La nature, la fréquence et la sévérité des perturbations naturelles conditionnent l'établissement et la croissance de la végétation (ex. : ouverture du couvert, lits de germination).
- La fréquence et la nature des interventions sylvicoles diffèrent de celles des perturbations naturelles. Les interventions sylvicoles pratiquées par le passé ont souvent mené à l'expansion de certaines essences (ex. : feuillus intolérants, sapin baumier) au détriment d'autres (ex. : épinette blanche, pin blanc, pruche) ou à une homogénéisation de la composition des paysages. D'autres facteurs, tels que des modifications dans le régime de feu (ex. : suppression des feux, augmentation des feux d'abbatis), les maladies et les épidémies d'insectes ont contribué aux changements de composition végétale.
- L'aménagement écosystémique vise à réduire les écarts entre la forêt naturelle et la forêt aménagée. La réduction des écarts quant à la composition végétale repose sur l'application de traitements sylvicoles dont les effets se rapprochent des conditions créées par les perturbations naturelles. Les procédés de régénération menant à la futaie irrégulière ou à la futaie jardinée offrent plus de souplesse pour adapter les prescriptions sylvicoles aux exigences de régénération des essences en raréfaction, tout en conservant plus longtemps les semenciers dans les peuplements.

[30] Raymond et al. (2013 a et b).
[31] Prévost et Dumais (2010).
[32] Guillemette et al. (2013).
[33] Pin et al. (2013).
[34] Se référer au fascicule 4.3 – Pin blanc.

[35] Pour les peuplements soumis à une coupe finale (ex. : coupes totales, CPR), l'allongement de révolution consiste à faire vieillir le peuplement. Pour les peuplements où un couvert permanent est maintenu (CPI-CP, CJ), cet allongement se traduit par un temps de résidence plus grand des arbres dans la canopée.

Tableau 2. Principaux peuplements concernés par les enjeux de raréfaction ou d'envahissement ainsi que description sommaire des conditions de régénération[a].

Essence	Types de peuplement[b] et végétations potentielles[c]	Conditions de régénération
Raréfaction		
Pruche de l'Est (Pu)	La Pu forme des peuplements purs (RT1). Elle est également une essence compagne dans les peuplements de feuillus tolérants (FE, FO) ou dans les peuplements avec bouleau jaune (MJ).	Ces quatre essences sont tolérantes ou semi-tolérantes à l'ombre, longévives et ont des exigences écologiques similaires quant à leur régénération. L'établissement des semis requiert un couvert partiel et une humidité modérée à élevée. Les bons lits de germination correspondent généralement au bois mort en décomposition, au sol minéral ou au mélange de sol minéral et de matière organique. La croissance des semis est lente et requiert une ouverture progressive du couvert. Ces essences sont sensibles à la végétation concurrente (ex. : feuillus intolérants, sapin). La régénération de la Pu et du To est sensible à la pression de broutement exercée par le cerf de Virginie.
Thuya occidental (To)	Le To forme des peuplements purs sur stations mal (RC3) ou fortement drainées, ou des peuplements mélangés (ex. : RS, MJ, MS, FE).	
Épinette rouge (Eu)	L'Eu est une essence compagne de fin de succession, associée à des végétations potentielles de peuplements résineux (RS1, RS5), mixtes (MJ1, MJ2, MS1) ou feuillus (FE).	
Épinette blanche (Eb)	L'Eb est une essence compagne de fin de succession, associée à des végétations potentielles de peuplements résineux (RS1, RS2), mixtes (MJ1, MJ2, MS1, MS2) ou feuillus (FE3).	
Pin blanc (Pb)	Le Pb occupe une large gamme de stations, mais il est naturellement plus abondant sur les sols sableux, minces et relativement secs. Il forme des peuplements purs (RP1) ou mélangés (ex. : MJ et FE).	Le Pb est semi-tolérant à l'ombre et longévif. En forêt naturelle, sa présence est associée au passage du feu, lequel crée les conditions nécessaires à sa régénération (ex. : présence de semenciers, sols minéraux, élimination de la végétation concurrente). Sa croissance initiale est lente, ce qui le rend sensible à la végétation concurrente, en particulier sur les sites riches. Le pin blanc est vulnérable à la rouille vésiculeuse du pin blanc (surtout sur les sites riches) et aux attaques du charançon du pin blanc.
Pin rouge (Pr)	Le Pr forme des peuplements purs ou mélangés avec le pin blanc.	Le Pr est intolérant à l'ombre et moins longévif que le Pb. En forêt naturelle, sa présence est associée à un cycle de feu plus court que le Pb.
Chêne rouge (Cr)	Le Cr occupe principalement les stations xériques sur les sommets de collines. Il forme des peuplements purs de chênes (FC1) ou des peuplements d'érable à sucre et de chêne (FE6).	Le Cr est une essence semi-tolérante à l'ombre, dont les semis ont besoin d'ombre pour germer mais de lumière pour survivre. En forêt naturelle, sa présence est associée au passage du feu. En absence de feu, les chênaies sont envahies par l'érable à sucre, dont l'ombrage nuit à la régénération du chêne.
Bouleau jaune (Bj)	Le Bj est une essence compagne dans les érablières (FE) et les sapinières à bouleau jaune (MS1), alors qu'elle est généralement une essence principale dans les bétulaies jaunes à sapin (MJ1, MJ2).	Le Bj est une essence semi-tolérante à l'ombre. La régénération dépend de lits de germination adéquats (ex. : sol minéral ou mélange organique et minéral) et de l'absence de végétation concurrente. Les semis nécessitent plus de lumière que l'érable ou le hêtre, mais peuvent être supplantés par la végétation concurrente lorsque l'ouverture du couvert est trop forte. Le broutement par le cerf peut nuire à sa régénération.
Envahissement		
Hêtre à grandes feuilles (Hg)	Le Hg est associé aux érablières (FE). Il est plus abondant sur les sommets et les hauts de pente.	Le Hg est une essence très tolérante à l'ombre. Son envahissement implique différents facteurs tels que la fertilité des sols, les précipitations acides et les pratiques sylvicoles passées. Le jardinage par pied d'arbre pourrait favoriser son drageonnement et créer les conditions d'ombrage contribuant à son augmentation.
Sapin baumier (Sb)	En forêt boréale, l'ensapinage touche principalement les peuplements mélangés d'épinette noire et de sapin (RS2). L'ensapinage touche également les peuplements d'essences en raréfaction (ex. : Pb, Pu) dans l'ensemble des domaines bioclimatiques.	Les interventions sylvicoles doivent créer des conditions de régénération adéquates pour les essences désirées (ex. : ouverture adéquate du couvert) et contrôler le sapin qui est souvent très abondant dans la strate en régénération sous couvert.
Feuillus intolérants (Fi)	L'envahissement par les feuillus intolérants (ex. : bouleaux, peupliers) peut toucher tout type de peuplement (feuillus, résineux ou mixtes). L'enfeuillement par le peuplier est particulièrement problématique dans les peuplements mixtes d'épinettes noires et de peupliers sur dépôts de texture fine (ME1).	Le maintien d'un couvert partiel, le contrôle de la végétation concurrente et une régénération préétablie dense et bien distribuée en essences désirées (feuillus tolérants ou résineux) limitent l'envahissement par les feuillus intolérants.

[a] Information tirée de Grondin et Cimon (2003), Doucet et al. (2009) et Jetté et al. (2012 a et b). Se référer au Guide sylvicole du Québec (MRN 2013) pour une description complète des exigences écologiques des essences et des traitements sylvicoles à favoriser.

[b] Peuplement « mélangé » : peuplement dont plusieurs essences codominent (en opposition à un peuplement pur); peuplement « mixte » : peuplement composé d'essences feuillues et résineuses (en opposition à un peuplement résineux ou feuillu).

[c] Végétations potentielles : FC1 : chênaie rouge; FE : érablières; FE3 : érablière à bouleau jaune; FE6 : érablière à chêne rouge; FO1 : ormaie à frêne noir; ME1 : pessière noire à peuplier faux-tremble; MJ1 : bétulaie jaune à sapin et à érable à sucre; MJ2 : bétulaie jaune à sapin; MS1 : sapinière à bouleau jaune; MS2 : sapinière à bouleau blanc; RC3 : cédrière tourbeuse à sapin; RP1 : pinède blanche ou pinède rouge; RS1 : sapinière à thuya; RS2 : sapinière à épinette noire; RS5 : sapinière à épinette rouge; RT1 : prucheraie.

ou le développement de vieilles forêts dont les attributs favorisent habituellement le renouvellement d'essences en raréfaction (ex. : bois mort).

Indicateurs forestiers

Trois types d'indicateurs relatifs aux enjeux de composition peuvent être utilisés :

- volume sur pied, admissible à la récolte ou récolté par essence ou groupe d'essences – Cette information sert à évaluer l'abondance et le potentiel de récolte de chaque essence enjeu ainsi que la quantité récoltée.
- superficie forestière des peuplements composés d'essences enjeux – Ce type d'indicateur sert à dresser le portrait des superficies des différents types de peuplements sur un territoire. Il peut être ventilé en fonction de l'abondance relative de l'essence enjeu et des essences compagnes dans le peuplement (ex. : peuplements purs, peuplements mélangés), de l'âge du peuplement ou de sa structure (ex. : régulière ou irrégulière).
- superficie traitée par scénario sylvicole – Ce type d'indicateur dresse le portrait de la stratégie sylvicole appliquée pour l'aménagement de chaque essence ou groupe d'essences (ex. : superficie des chênaies rouges traitée en CPR).

Des analyses d'écart entre l'abondance historique et actuelle des essences (ex. : volume en pins) ou des peuplements (ex. : superficie en pinèdes) doivent être effectuées afin d'identifier les enjeux à l'échelle locale et d'établir les cibles à atteindre à l'échelle de l'unité d'aménagement[36]. Par exemple, des cibles quant aux proportions des types de couvert peuvent être établies sur la base des portraits des forêts naturelles[37].

Intégration au calcul

La capacité à tenir compte des enjeux de composition dans le calcul des possibilités forestières varie selon l'abondance de chaque essence dans l'unité d'aménagement. Lorsqu'une essence est suffisamment abondante pour former un type de forêt[38], des scénarios sylvicoles particuliers sont prévus afin de maintenir ou d'augmenter sa proportion (essences en raréfaction) ou de la diminuer (essences envahissantes). Lorsqu'une essence est plus rare, sa faible abondance limite la capacité à former des types de forêt particuliers[39] et diminue la fiabilité des données évolutives relatives à cette essence. Ainsi, la gestion des essences enjeux est plus difficile à capter au calcul lorsque celles-ci représentent, en général, moins de 25 % de la surface terrière de la strate.

La prise en considération des objectifs liés aux enjeux de composition dans le calcul des possibilités forestières se fait aux étapes suivantes :

	Cartographie
	Strates d'aménagement
✓	**Stratégie sylvicole**
✓	**Évolution des strates**
✓	**Variables de suivi**
	Optimisation
	Spatialisation avec STANLEY

Stratégie sylvicole

La stratégie sylvicole prévoit la formation de groupes de strates relatifs à l'essence enjeu sur lesquels sont appliqués des scénarios sylvicoles permettant de favoriser (cas de raréfaction) ou contrôler (cas d'envahissement) l'essence.

Formation des groupes de strates

Lors de la formation des groupes de strates, un classement par type de forêt est effectué selon la surface terrière des essences. À cette étape, une attention particulière est portée à certaines essences enjeux afin d'éviter qu'elles ne soient assimilées dans un autre type de forêt. Ainsi, les strates dont la surface terrière est occupée par au moins 25 % d'une des essences enjeux sont regroupées dès le départ[40]. Trois essences ou groupes d'essence enjeux sont ainsi traitées :

- les pins (blanc et rouge);
- les chênes;
- l'épinette rouge.

Les types de forêt relatifs aux autres essences sont attribués selon la méthode standard de regroupement[41]. Généralement, un type de forêt pur (ex. : prucheraie),

[36] Des analyses plus précises peuvent être menées, par exemple sur la base des végétations potentielles, afin de mieux documenter les changements d'abondance et de définir plus précisément les enjeux locaux (ex. : Laflamme 2012).

[37] Par exemple, le ministère des Ressources naturelles collige les données relatives à la forêt naturelle dans un registre des états de référence (Boucher et al. 2011). Ce registre présente, par unité homogène, la proportion moyenne des grands types de couvert (résineux, mixtes et feuillus) dans les paysages naturels.

[38] Aux fins du calcul, un « type de forêt » désigne un groupe de strates relativement homogène du point de vue de sa composition (ex. : cédrières à sapin). Se référer au fascicule 2.3 – Stratégie sylvicole.

[39] Pour former une strate d'aménagement, l'essence doit être en quantité suffisante pour être nommée dans l'attribut de l'appellation cartographique et la strate d'aménagement doit couvrir suffisamment de superficie à l'échelle de l'unité d'aménagement pour être conservée et ne pas être affectée à une autre strate (se référer au fascicule 2.2 – Strates d'aménagement). La surface terrière qu'occupe l'essence est également un critère déterminant lors de la formation des groupes de strates (se référer au fascicule 2.3 – Stratégie sylvicole).

[40] Dans certaines régions où le pin blanc est moins abondant, un seuil de 12,5 % a été utilisé.

[41] Se référer au fascicule 2.3 – Stratégie sylvicole.

comprend les strates dont l'essence dominante occupe au moins 56 % de la surface terrière. Pour un type de forêt mélangé (ex. : prucheraie à résineux), ce pourcentage est d'au moins 30 % de la surface terrière[42]. Des critères liés à la composition (strates pures ou mélangées), à la structure actuelle (régulière, irrégulière et jardinée) ou à la végétation potentielle finalisent la formation des groupes de strates.

Élaboration des séries d'aménagement

Le tableau 3 résume les principaux scénarios sylvicoles utilisés dans le calcul pour répondre aux enjeux de composition. La sélection du scénario dépend, dans un premier temps, de la composition actuelle et de l'*essence principale objectif* et, dans un deuxième temps, de la structure actuelle et désirée.

Les scénarios sylvicoles (séquence de traitements sylvicoles) varient selon les régions concernées par l'enjeu. Généralement, les scénarios incluent un scarifiage lorsque le sol le permet (code de milieu physique différent de « 0 »). Un dégagement s'applique lorsque la station est fertile et que le risque d'envahissement par les feuillus intolérants est élevé. Enfin, certains types de peuplements difficiles à régénérer (ex. : cédrière, prucheraie) peuvent être exclus de la récolte.

Évolution des strates

Pour les prucheraies, les cédrières, les pinèdes et les strates de feuillus tolérants[43], les courbes *effets de traitement* sont généralement produites à l'aide du modèle de prélèvement de ARTÉMIS-2009. Pour les autres résineux et les mixtes à feuillus intolérants, le choix de la courbe *effets de traitement* repose sur les prédictions du modèle de succession forestière SUCCÈS-2009, des données de suivi des interventions forestières et d'autres informations dont dispose l'analyste. Les volumes par essence de la courbe *effets de traitement*, par rapport à ceux de la courbe *actuelle d'évolution*, déterminent l'augmentation, le maintien ou la diminution du volume d'une essence à l'échelle de la strate d'aménagement.

[42] Toutefois, une bétulaie jaune à résineux peut contenir aussi peu que 12,5 % de sa surface terrière en bouleau jaune si aucune autre essence occupe plus de 20 % de la surface terrière.

[43] Également quelques pessières rouges.

Variables de suivi

Deux types d'indicateurs peuvent être utilisés afin d'obtenir un portrait évolutif du potentiel de récolte des essences enjeux :

- volume sur pied, admissible à la récolte et récolté d'une essence (ex. : pruche, thuya) ou d'un groupe d'essences enjeux (ex. : feuillus intolérants) [44];
- superficie des strates d'une essence ou d'un groupe d'essences enjeux – Par exemple, ce type d'indicateur est utilisé pour faire le portrait de l'évolution des types de couvert (figure 3).

Ces portraits peuvent être précisés par groupe de strates afin de documenter de façon plus précise l'enjeu ou pour tenir compte de la fiabilité des résultats. Par exemple, le volume en thuya peut être comptabilisé par type de forêt afin d'identifier le volume qui provient des groupes de strates aménagés pour cette essence.

Enfin, les superficies traitées selon chaque scénario sylvicole peuvent être utilisées afin de dresser le portrait de la stratégie sylvicole appliquée pour l'aménagement de chaque essence ou groupe d'essences[45] (ex. : superficie des chênaies rouges traitée en CPR).

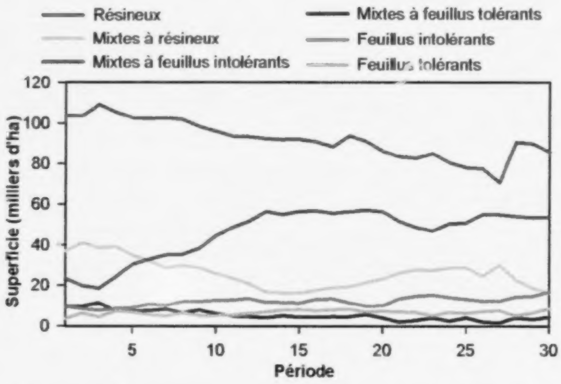


Figure 3. Exemple d'évolution de la superficie des différents types de couvert dans une unité d'aménagement.

[44] La fiabilité des données évolutives diminue en fonction du temps et est plus élevée pour les groupements d'essences que pour les essences individuelles. Pour une essence individuelle, cette fiabilité est fonction de son importance relative dans le groupe d'essences utilisé lors de la création des courbes d'évolution (ex. : volume de thuya par rapport au volume de résineux tolérants). Règle générale, les données d'une essence sont plus fiables lorsqu'elles proviennent des types de forêts relatives à l'essence (ex. : volume de thuya provenant des cédrières).

[45] Bien que plusieurs scénarios sylvicoles soient prévus pour certains groupes de strates, l'optimisation permet d'identifier les superficies à traiter selon chaque scénario de façon à maximiser la possibilité forestière tout en tenant compte des *contraintes à l'optimisation* (ex. : limite budgétaire).

Tableau 3. Description des principaux scénarios sylvicoles appliqués aux fins du calcul selon le type de forêt et effets généraux sur l'abondance de l'essence enjeu.

Essence	Type de forêt[a]	Principaux scénarios sylvicoles[b]	Effets du traitement
Raréfaction			
Pruche	Prucheraies (Pu[c])	CPI-CP ou exclusion à la récolte Les scénarios incluent un scarifiage.	Maintien
Thuya	Cédrières (To, ToFx, ToSb, ToEpx, ToRx)	CPI-RL ou CPI-CP ou exclusion à la récolte Les scénarios incluent un scarifiage.	Maintien
	Autres types de forêt (SbTo, EpxTo)	CPI-CP Les scénarios incluent un scarifiage.	Maintien
		Scénarios extensifs (ex. : CPRS)	Diminution
Épinette rouge	Pessières rouges (EuRx, EuFx) ou Sapinières (SbEu)	CPI-RL ou CPI-CP Les scénarios incluent un scarifiage.	Maintien
Épinette blanche	Sapinières (Sb, SbEb, SbFi, SbEpx) ou Pessières (EpxEb, EpxFi, EpxSb) ou Mixtes à résineux (BpRx)	CPRS	Diminution
		CPI-RL ou CPI-CP ou CPR ou EC + CPRS Les scénarios incluent un scarifiage et en présence de feuillus intolérants, un dégagement et/ou un regarni.	Maintien ou augmentation
	Bétulaies jaunes (BjRx)	CPI-CP ou CPR Les scénarios incluent un scarifiage ainsi qu'un dégagement lorsque nécessaire.	Maintien
	Autres types de forêt (ex. : Mixtes à feuillus ou Résineux à feuillus)	REG[d] ou PL Les scénarios incluent tous les traitements d'éducation nécessaires.	Augmentation
Pins blanc et rouge	Pinèdes blanches (Pb, PbFi, PbFt, PbRx)	CPR ou CPI-RL Les scénarios incluent généralement un scarifiage, un regarni[d], un dégagement, un élagage et dans certains cas, une éclaircie précommerciale. Dans le cas de la CPR, les scénarios peuvent inclure une à deux éclaircie commerciale.	Maintien
Chêne rouge	Chênaies (Ch)	CPR ou CPI-RL Dans le cas de la CPR, les scénarios peuvent inclure une à deux éclaircie commerciale. Un scarifiage et un ensemencement sont généralement inclus.	Maintien
Bouleau jaune	Bétulaies jaunes (Bj, BjFi, BjFt, BjRx) ou Érablières (EsBj)	CPI-CP ou CPI-RL ou CPR ou CRS Les scénarios incluent généralement un scarifiage. Une éclaircie précommerciale et une éclaircie commerciale peuvent s'ajouter. La CRS est privilégiée dans les strates appauvries afin de les réhabiliter.	Maintien ou augmentation
	Sapinières (SbBj)	CPI-CP ou CPI-RL ou CPR Les scénarios incluent un scarifiage.	Maintien ou augmentation
	Autres types de forêt (SbBp, BpRx)	CPR Les scénarios incluent un scarifiage.	Augmentation
Envahissement[e]			
Sapin	Pessières noires à sapin ou Sapinières à épinette noire	Scénarios extensifs (ex. : CPRS)	Maintien ou augmentation
		Scénarios de base (ex. : SCA + REG + CPRS)	Maintien
		Scénarios intensifs (ex. : SCA + PL + DEG + EPC + EC + CPRS)	Diminution
Feuillus intolérants	Pessières (En, EnFi) ou Peupleraies (Pe, PeRx) ou Sapinières (Sb, SbPe)	Scénarios extensifs (ex. : CPRS)	Maintien ou augmentation
		CPR ou CPRS Les scénarios incluent les traitements d'éducation nécessaires tels que le scarifiage, le regarni, le dégagement, le nettoiement ou l'éclaircie précommerciale .	Maintien ou diminution
		PL	Diminution

[a] Les acronymes utilisés pour les types de forêt sont expliqués au tableau 1 du fascicule 2.3 – Stratégie sylvicole.

[b] Les abréviations des différents traitements sylvicoles sont : SCA : Scarifiage; PL : Plantation; REG : Regarni; DEG : Dégagement; EPC : éclaircie précommerciale; EC : éclaircie commerciale; CPRS : Coupe avec protection de la régénération et des sols; CRS : Coupe avec réserve de semenciers; CPR : Coupe progressive régulière; CPI-CP : Coupe progressive irrégulière à couvert permanent; CPI-RL : Coupe progressive irrégulière à régénération lente.

[c] Le type de forêt « Pu » peut contenir les prucheraies à résineux et les prucheraies à feuillus ainsi que les strates de résineux indéterminés ou mixtes indéterminés présentant une surface terrière relativement importante de pruche.

[d] Aux fins du calcul, les effets du regarni permettent de répondre aux objectifs de la plantation d'enrichissement.

[e] Pour la période 2013-2018, aucun scénario sylvicole particulier n'a été élaboré pour contrôler l'envahissement par le hêtre à grandes feuilles.

État des connaissances

De nombreuses études menées dans différentes régions du Québec ont permis de documenter des changements réels de composition dans les paysages forestiers aménagés[46]. Cependant, ces études montrent également une forte variabilité dans l'ampleur des changements observés, ce qui s'explique par la diversité des conditions rencontrées, par l'historique de l'aménagement forestier ainsi que par la complexité des facteurs impliqués dans les phénomènes de raréfaction et d'envahissement des essences. D'autres études seront nécessaires afin de mieux 1) documenter l'ampleur des écarts entre la composition des paysages naturels et celle des paysages aménagés pour chaque région, 2) comprendre les facteurs impliqués dans la raréfaction ou l'envahissement de certaines essences et 3) prédire l'évolution à long terme des peuplements touchés.

Différents traitements sylvicoles, tels que les coupes progressives (ex. : CPI) et les traitements d'éducation (ex. : EPC), ont été proposés afin de répondre aux enjeux de composition[47]. Certains traitements tels que la CPI ont été peu expérimentés et leurs effets à long terme sont peu documentés. Pour d'autres traitements (ex. : CPR), les scénarios sylvicoles favorables aux essences enjeux peuvent différer de ceux appliqués par le passé[48]. Ainsi, un suivi à long terme des effets de ces traitements permettra d'évaluer l'atteinte des objectifs visés et de valider les effets de traitement attribués aux fins du calcul.

Références

Référence citées

Archambault, L., J. Morissette et M. Bernier-Cardou. 1998. Forest succession over a 20-year period following clearcutting in balsam fir-yellow birch ecosystems of eastern Québec, Canada. Forest Ecology and Management, 102 : 61-74.

Bédard, S. et Z. Majcen. 2000. Accroissement et régénération des prucheraies dix ans après une coupe de jardinage dans une aire d'hivernage de cerf de Virginie. Note de recherche n° 103. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 14 p.

Bergeron, Y. 2000. Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. Ecology, 81(6) : 1500-1516.

Boucher, Y., D. Arseneault et L. Sirois. 2009a. La forêt préindustrielle du Bas-Saint-Laurent et sa transformation (1820-2000) : implications pour l'aménagement écosystémique. Naturaliste canadien, 133(2) : 60-69.

Boucher, Y., D. Arseneault, L. Sirois et L. Blais. 2009b. Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada. Landscape Ecology, 24 : 171-184.

Boucher, Y., M. Bouchard, P. Grondin et P. Tardif. 2011. Le registre des états de référence : intégration des connaissances sur la structure, la composition et la dynamique des paysages forestiers naturels du Québec méridional. Mémoire de recherche forestière, n° 161. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, 21 p.

Boulet, B., M. Chabot, L. Dorais, A. Dupont, R. Gagnon et L. Morneau. 2009. Entomologie forestière. *Dans* Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Manuel de foresterie. 2e édition, ouvrage collectif, Éditions Multimondes, Québec, Qc, pp. 981-1012.

Doucet, R., J.-C. Ruel, S. Jutras, G. Lessard, M. Pineau, G. Prégent et N. Thiffault. 2009. Sylviculture appliquée. *Dans* Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Manuel de foresterie. 2e édition, ouvrage collectif, Éditions Multimondes, Québec, Qc, pp. 1147-1186.

Doyon, F. et D. Bouffard. 2009. Enjeux écologiques de la forêt feuillue tempérée québécoise, Québec. Préparé pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Québec, Qc, 63 p.

Duchesne, L. et R. Ouimet. 2008. Population dynamics of tree species in southern Quebec, Canada : 1970-2005. Forest Ecology and Management, 255 : 3001-3012.

Duchesne, L., R. Ouimet, J.-D. Moore et R. Paquin. 2003. Diminution de l'abondance de l'érable à sucre au profit du hêtre à grandes feuilles. *Dans* Grondin, P. et A. Cimon (*éditeurs*). Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Québec, Qc, pp. 191-200.

Dumais, D. et M. Prévost. 2007. Management for red spruce conservation in Québec: The importance of some physiological and ecological characteristics – A review. Forestry Chronicle, 83 : 378-392.

Girard, C., M. Darveau, J.-P.L. Savard et J. Huot. 2004. Are temperate mixedwood forests perceived by birds as a distinct forest type? Revue canadienne de recherche forestière, 34 : 1895-1907.

Grondin, P. et A. Cimon. 2003. Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Québec, Qc, 200 p.

Grondin, P., L. Bélanger, V. Roy, J. Noël et D. Hotte. 2003a. Envahissement des parterres de coupe par les feuillus de lumière (enfeuillement). *Dans* Grondin, P. et A. Cimon (éditeurs). Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Québec, Qc, pp. 131-174.

Grondin, P., J. Noël et D. Hotte. 2003b. Envahissement des parterres de coupe par le sapin en forêt boréale. *Dans* Grondin, P. et A. Cimon (*éditeurs*). Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Québec, Qc, pp. 15-44.

Guillemette, F., S. Bédard, D. Pin et D. Dumais. 2013. Les coupes de jardinage avec gestion par arbres. Chapitre 23. *Dans* ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier, Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 566-603.

Hobson, K.A. et E. Bayne. 2000. Breeding bird communities in boreal forest of western Canada: consequences of « unmixing » the mixedwoods. Condor, 102 : 759-769.

Jetté, J.-P., M. Leblanc, M. Bouchard, S. Déry et N. Villeneuve. 2012a. Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie I – Analyse des enjeux, version 1.1 (document de travail). Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, Québec, Qc, 159 p.

Jetté, J.-P., M. Leblanc, M. Bouchard, S. Déry et N. Villeneuve. 2012b. Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie II – Élaboration de solutions aux enjeux, version 1.2 (document de travail). Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, Québec, Qc, 167 p.

Laflamme, J. 2012. Comparaisons des paysages forestiers préindustriels (1804-1864) et actuels (1982-2006) sur la base de la classification écologique dans la vallée de la rivière Gatineau, Québec, Canada. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, Qc, 85 p.

---

[46] Exemples : Grondin et Cimon (2003), Boucher et al. (2009b), Laflamme (2012).

[47] Grondin et Cimon (2003), Jetté et al. (2012b), ministère des Ressources naturelles (*sous presse*).

[48] Par exemple, les effets de la CPR sont souvent mitigés puisqu'elle a été exécutée sans égard aux conditions de réussite pour la régénération (ex. : contrôle de la végétation concurrente).

Laquerre, S., A. Leduc et B. D. Harvey. 2009. Augmentation du couvert en peuplier faux-tremble dans les pessières noires du nord-ouest du Québec après coupe totale. Écoscience, 16(4) : 483-491.

Majcen, Z. 2003. Raréfaction des espèces compagnes de l'érablière. *Dans* Grondin, P. et A. Cimon (*éditeurs*). Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Québec, Qc, pp. 93-102.

Ministère des Ressources naturelles. 2013. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture, Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier, Les Publications du Québec, Québec, Qc, 744 p.

MRNF. 2010b. Consultation sur l'aménagement durable des forêts du Québec : document de consultation publique – Stratégie d'aménagement durable des forêts et modalités proposées pour le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts. Gouvernement du Québec, Québec, Qc, 104 p. http://consultation-adf.mrn.gouv.qc.ca/pdf/document-consultation-adf.pdf (consulté le 29 juillet 2013)

Pin, D., G. Lessard et F. Guillemette. 2013. Les coupes de jardinage avec cohortes juxtaposées. Chapitre 24. *Dans* ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier, Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 604-627.

Prévost, M. et D. Dumais. 2010. La coupe partielle pour éviter l'enfeuillement et augmenter le volume des conifères. Avis de recherche forestière n° 25. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 2 p.

Raymond, P., I. Legault, L. Guay et C. Godbout. 2013a. La coupe progressive régulière. Chapitre 19. *Dans* ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P Saucier, Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 410-453.

Raymond, P., C. Larouche, S. Bédard et S. Tremblay. 2013b. Coupe progressive irrégulière. Chapitre 20. *Dans* ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier, Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 456-515.

Saint-Germain, M., L. Morneau et B. Boulet. 2013. Le dendroctone de l'épinette. *Dans* ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 1. Les fondements biologiques de la sylviculture. Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 494-499.

Lectures suggérées

Doyon, F. et D. Bouffard. 2009. Enjeux écologiques de la forêt feuillue tempérée québécoise, Québec. Préparé pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Québec, Qc, 63 p.

Grondin, P. et A. Cimon. 2003. Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Québec, Qc, 200 p.

Jetté, J.-P., M. Leblanc, M. Bouchard, S. Déry et N. Villeneuve. 2012a. Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie I – Analyse des enjeux, version 1.1 (document de travail). Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, Québec, Qc, 159 p.

Rédaction : Antoine Nappi, biol., Ph.D. et Julie Poulin, biol., M.Sc.
Collaboration : David Baril, ing.f. (BFEC), Marie-Josée Blais, ing.f., M.Sc. (BFEC), Sylvain Chouinard, ing.f. (BFEC), Boris Dufour, biol., Ph.D. (UQAC), Geneviève Lejeune, ing.f. (BFEC), Philippe Marcotte, ing.f., M.Sc. (BFEC), Daniel Pin, ing.f., M.Sc. (BFEC), Anouk Pohu, ing.f. (BFEC) et Louis Prévost, ing.f., M.Sc. (BFEC).
Révision : Yan Boucher, biol. Ph.D. (MRN), Pierre Grondin, ing.f., M.Sc. (MRN) et Patricia Raymond, ing.f., Ph.D. (MRN).

Référence à citer : Nappi, A. et J. Poulin. 2013. Composition végétale. Fascicule 4.2. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 125-134.

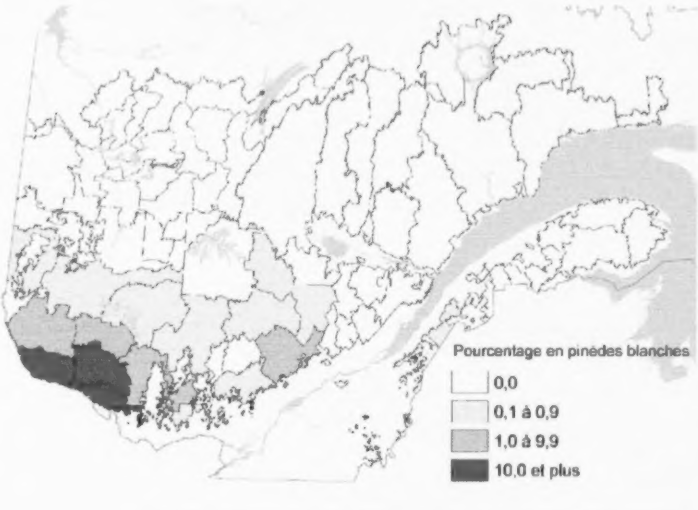
4.3 Pin blanc

L'abondance du pin blanc a diminué considérablement à la suite de sa forte récolte, de son aménagement inadéquat, du contrôle des incendies ainsi que de la présence d'agents nuisibles. Certains scénarios sylvicoles peuvent favoriser le renouvellement des pinèdes blanches actuelles ou les restaurer. Pour tenir compte de cette préoccupation, des scénarios sylvicoles particuliers sont prévus lors du calcul des possibilités forestières.

Préoccupation

La raréfaction du pin blanc constitue un enjeu important dans certaines régions du Québec. Autrefois abondants, les pins blancs de grande taille ont été fortement exploités pour la construction navale au 19e siècle, puis pour le bois d'œuvre au 20e siècle. Les coupes répétées, le contrôle des incendies ainsi que la présence d'agents nuisibles ont causé une forte diminution du pin blanc dans l'ensemble de son aire de répartition[1]. Dans la Moyenne-Mauricie, par exemple, cette essence serait près de sept fois moins abondante qu'au 19e siècle[2]. Aujourd'hui, seules trois unités d'aménagement comportent plus de 10 % de leur superficie en pinèdes blanches (figure 1), dont seulement 16 % sont pures (figure 2). Les grands massifs de pinèdes blanches sont particulièrement rares : en Outaouais, seule une douzaine de massifs de plus de 1 000 ha contigus subsiste[3]. Le maintien ou la restauration du pin blanc est important tant pour sa valeur économique, écologique, esthétique ou sociale[4].

La structure d'âge des pinèdes actuelles révèle des problèmes de régénération. Environ 60 % des pinèdes blanches ont 120 ans et plus; les peuplements de 30 et 50 ans sont presque inexistants (figure 3). De plus, les peuplements de pin blanc présentent souvent une faible densité du couvert forestier[5], ce qui suggère une insuffisance d'arbres semenciers. Les pinèdes bien régénérées (i.e. qui atteignent le boisement escompté en pin blanc) représentent seulement 4 % de l'ensemble des superficies en pinèdes blanches (figure 3).



Source : Compilation du Bureau du forestier en chef

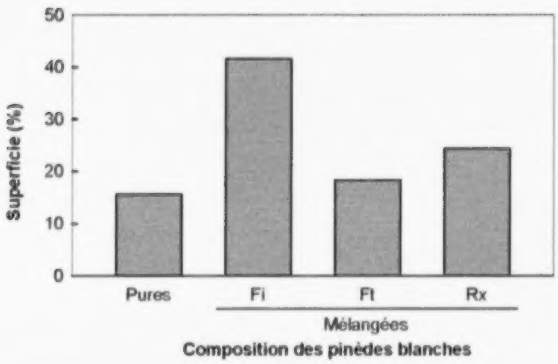
Figure 1. Pourcentage des unités d'aménagement en pinèdes blanches[6].

Les pratiques d'aménagement ont fortement contribué à l'appauvrissement des peuplements de pin blanc. Les coupes sélectives, à diamètre limite ou totales, pratiquées jusque dans les années 1980, ont réduit la quantité de pins de fortes dimensions – les principaux arbres semenciers – sans mettre en place des conditions favorables à la régénération (ex. : lits de germination adéquats, contrôle de la végétation concurrente). Ces interventions ont favorisé l'envahissement d'autres essences telles que les feuillus

---

1 Abrams (2001), Latremouille et al. (2008), Mauri Ortuno et al. (2010).
2 Mauri Ortuno (2010).
3 Doyon et Bouillon (2003).
4 Quenneville et Thériault (2001), Doyon et Bouffard (2009).
5 Bureau du forestier en chef (2009). Les peuplements avec une faible densité du couvert incluent ceux dont le couvert forestier varie entre 25 et 60 %.

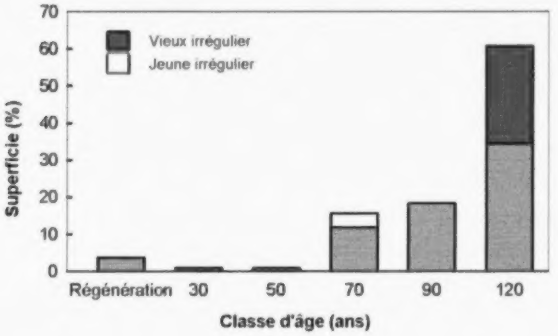
6 Les pourcentages sont basés sur les strates d'aménagement de 7 m et plus de hauteur, incluses au calcul, dont les pins (blanc et rouge) représentent plus de 25 % de la surface terrière (« pinèdes blanches »). Dans ce fascicule, les compilations sont basées sur la surface terrière en pins blanc et rouge (ci-après « pins »). Cependant, les strates où le pin rouge domine ne représentent qu'environ 2 % de la superficie des « pinèdes blanches ».



Source : Compilation du Bureau du forestier en chef

Figure 2. Composition des pinèdes blanches[7].

Pinèdes blanches pures : pins ≥ 56 %[8] de la surface terrière; pinèdes blanches mélangées : pins ≥ 25 % et < 56 % de la surface terrière et essences codominantes constituées de feuillus intolérants à l'ombre (Fi), de feuillus tolérants à l'ombre (Ft) ou d'autres résineux (Rx).



Source : Compilation du Bureau du forestier en chef

Figure 3. Structure d'âge des pinèdes blanches[9].

et le sapin baumier[10]. Les coupes réalisées plus récemment ont également été peu favorables à la régénération en raison, entre autres, du manque de contrôle de la végétation concurrente[11]. Cependant, des essais sylvicoles récents (coupes progressives, coupe avec réserve de semenciers) ont démontré qu'une bonne régénération en pin blanc peut être observée lorsque des modalités appropriées sont appliquées[12].

Le contrôle des incendies a perturbé la dynamique naturelle de renouvellement des forêts de pins. Le pin blanc est une essence bien adaptée au passage du feu. Le régime de feu caractéristique des pinèdes blanches consiste en des feux intenses relativement espacés dans le temps combinés à des feux de surface fréquents et d'intensité modérée[13]. Le feu crée des lits de germination adéquats et contrôle la végétation concurrente et les insectes nuisibles[14]. Les massifs de pinèdes pures qui subsistent sont essentiellement issus des incendies survenus vers la fin du 19e siècle. En absence de feu, les pinèdes pures évoluent vers des peuplements mélangés[15] avec d'autres résineux ou des feuillus tolérants à l'ombre. Le pin blanc peut également persister de façon plus sporadique dans le paysage grâce à la formation de trouées[16].

La régénération du pin blanc est également compromise par certains agents nuisibles, en particulier la rouille vésiculeuse du pin blanc et le charançon du pin blanc[17]. La rouille, causée par un champignon originaire d'Asie, provoque la mort des arbres, surtout les plus jeunes. Celle-ci est apparue au début du 20e siècle et n'a donc pas touché l'établissement des pinèdes actuellement matures. La vulnérabilité du pin blanc à cette rouille dépend de la présence de gadelliers ou groseilliers (*Ribes* spp.),

7 Données pour des strates d'aménagement de 7 m et plus de hauteur incluses au calcul, compilées pour l'ensemble des unités d'aménagement où sont présentes des pinèdes blanches (figure 1), en excluant les unités 01151, 08251 et 08351.

8 Le seuil de 56 % correspond au seuil définissant une pinède pure (Pb) sur la base des normes de stratification écoforestière du quatrième inventaire écoforestier décennal (MRNF 2008).

9 Données pour les unités d'aménagement 07151, 07152, 07351, 08151 et 08152, où les superficies en pinèdes blanches sont les plus importantes. Classe « Régénération » : données compilées à partir des strates d'aménagement de moins de 7 m de hauteur et des données de suivis après intervention (tous types de peuplements confondus). Les pinèdes sont considérées bien régénérées lorsqu'elles présentent plus de 500 tiges de pins/ha. Classes « 30 ans » et plus : données tirées des strates d'aménagement de 7 m et plus de hauteur, incluses au calcul.

10 Huot (1987), Vlasiu et al. (2001), Bureau du forestier en chef (2009), Doyon et Bouffard (2009). À noter que les effets de la coupe à diamètre limite varient fortement selon les caractéristiques du peuplement traité et les modalités appliquées; une bonne régénération du pin blanc peut être observée lorsque suffisamment d'arbres semenciers sont conservés (Huot 1987).

11 Des suivis réalisés dans des peuplements à dominance de pins traités entre 1990 et 2005 montrent que la proportion des superficies bien régénérées (coefficient de distribution ≥ 40 %) était de 1,4 % à la suite des coupes de jardinage et de 0 % à la suite des coupes à diamètre limite et des coupes progressives (Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy 2007).

12 Huot et Lemieux (2003).

13 Frelich (1992), Doyon (2002). Selon Frelich (1992), le pin blanc est plus abondant lorsque le cycle de feu est de 150 à 300 ans.

14 Ontario Ministry of Natural Resources (1998), Quenneville et Thériault (2001), Vlasiu et al. (2001), Ressources naturelles Canada (2008).

15 Dans ce document, un peuplement « mélangé » réfère à un peuplement dont plusieurs essences codominent (en opposition à un peuplement pur).

16 Frelich (1992), Abrams (2001). Les trouées sont causées par la mortalité d'arbre individuelle ou par groupe d'arbres, par exemple, à la suite d'un chablis partiel.

17 Vlasiu et al. (2001), Latremouille et al. (2008), Huot et al. (2013 a et b).

espèces essentielles au cycle de vie du champignon, et augmente lorsque les conditions sont humides et fraîches. Le charançon du pin blanc, un insecte indigène d'Amérique du Nord, détruit la flèche terminale des jeunes arbres, réduisant ainsi leur croissance et leur qualité. Le charançon préfère les sites où la température est élevée et cause plus de dommages dans les peuplements ouverts.

Aménagement forestier

Objectif

L'objectif général consiste à maintenir ou à augmenter la quantité de pins blancs en s'inspirant des proportions présentes dans les forêts préindustrielles (encadré 1). Plusieurs objectifs spécifiques quant à la composition (pure ou mélangée), à la structure (régulière ou irrégulière) ou à la répartition spatiale (création ou maintien de massifs) des pinèdes blanches peuvent également être définis afin de répondre aux enjeux locaux.

Encadré 1 – Aménagement écosystémique

- Dans un cadre d'aménagement écosystémique, les interventions forestières doivent viser une augmentation de l'abondance du pin blanc afin de réduire les écarts entre le portrait actuel et le portrait préindustriel. De plus, les interventions sylvicoles doivent reproduire le mieux possible les effets des processus naturels qui sont favorables au pin blanc.
- Le maintien des pinèdes blanches dans les paysages naturels est lié au passage de perturbations sévères (ex. : feux de couronne et chablis totaux) relativement espacés dans le temps et de perturbations plus modérées mais plus fréquentes telles que les feux de surface et les chablis partiels[18].
- Le brûlage dirigé est un moyen efficace de restaurer les pinèdes blanches et est utilisé dans plusieurs régions du Canada et des États-Unis[19]. Il consiste en un feu de surface d'intensité suffisante pour éliminer la partie supérieure de l'humus et réduire l'abondance des tiges et des banques de semences d'essences concurrentes (ex. : sapin baumier), tout en assurant la survie des arbres semenciers.
- À défaut de brûlage dirigé, les scénarios sylvicoles doivent s'inspirer des principales caractéristiques des perturbations naturelles, soit le maintien d'arbres semenciers, l'élimination des espèces concurrentes, la préparation de bons lits de germination ainsi qu'un contrôle des agents nuisibles.

[18] Frelich (1992), Abrams (2001).

[19] Au Québec, le brûlage dirigé n'est utilisé que dans le parc national de la Mauricie (Quenneville et Thériault 2001, Ressources naturelles Canada 2008). L'ampleur des superficies traitées par brûlage dirigé est généralement limitée par les coûts, la disponibilité de l'expertise ainsi que les conditions météorologiques et de sites.

Moyens d'aménagement

La régénération naturelle du pin blanc requiert un nombre suffisant d'arbres semenciers[20], des conditions d'ensoleillement intermédiaires[21] ainsi que la présence de lits de germination adéquats[22]. Le succès de l'établissement et de la croissance du pin blanc dépend également d'un contrôle efficace de la végétation concurrente, de la rouille et du charançon. Certains scénarios sylvicoles peuvent mettre en place des conditions favorables à l'établissement de la régénération et à la croissance de cette essence.

Traitements sylvicoles

Les coupes progressives sont particulièrement appropriées pour l'aménagement du pin blanc[23]. Ces traitements favorisent la régénération naturelle par le maintien d'un couvert protecteur composé d'arbres semenciers. Ce couvert protecteur ralentit l'envahissement par la végétation concurrente et contribue à diminuer les risques de dommages causés par le charançon du pin blanc et la rouille vésiculeuse[24]. Le choix du régime sylvicole est fonction des caractéristiques des peuplements traités (ex. : composition, structure actuelle) et de la structure désirée :

- coupe progressive régulière (CPR) – La CPR est généralement privilégiée pour régénérer le pin blanc[25]. La coupe d'ensemencement vise le maintien des arbres dominants et codominants d'essences appropriées afin de favoriser l'ensemencement naturel et le maintien d'un couvert adéquat. La courte période de régénération (délai entre la coupe d'ensemencement et la coupe finale ≤ 1/5 de la révolution du peuplement) génère une structure régulière. Lors de la coupe finale, la régénération doit avoir atteint une hauteur suffisante (~ 5 à 6 m) afin de prévenir les dommages liés au charançon.
- coupe progressive irrégulière (CPI) – La CPI permet de conserver ou de créer une diversité structurale plus complexe typique de certaines pinèdes blanches

[20] Le maintien d'environ 80 à 100 arbres semenciers (ou essences compagnes telles que le pin rouge ou l'épinette blanche) d'au moins 35 cm de diamètre est recommandé (Andrée Morneault, communication personnelle).

[21] Le pin blanc est une essence semi-tolérante à l'ombre (Doucet et al. 2009). Une ouverture du couvert d'environ 50 % permet une bonne croissance en hauteur des jeunes arbres tout en limitant la croissance de la végétation concurrente.

[22] La germination est favorisée sous un couvert partiel et sur un sol minéral mésique, sur un mélange de sol minéral et d'humus, sur une mince couche de mousses (*Polytrichum* spp.), sur du bois mort en décomposition ainsi que sur des horizons organiques brûlés.

[23] Ontario Ministry of Natural Resources (1998, 2004), Latremouille et al. (2008), Godbout (2009), Raymond et al. (2013 a et b).

[24] Latremouille et al. (2008), Pitt et al. (2009), Huot et al. (2013 a et b). Un couvert partiel permet de réduire la température et l'ensoleillement, des conditions qui favorisent les attaques du charançon, et de limiter la prolifération des *Ribes* spp. et de la végétation en sous-bois, laquelle contribue à maintenir une forte humidité au sol favorable à la rouille.

[25] Ontario Ministry of Natural Resources (2004), Latremouille et al. (2008), Godbout (2009), Raymond et al. (2013b).

anciennes[26]. *La CPI à régénération lente (CPI-RL) diffère* de la CPR par une période de régénération plus longue (> 1/5 de la révolution du peuplement). Ce délai augmente les chances de succès d'établissement de la régénération, car les semenciers sont conservés plus longtemps et la régénération est plus haute lors de la coupe finale. La CPI à couvert permanent (CPI-CP) permet de créer une plus grande diversité structurale[27], mais les coupes successives génèrent une faible ouverture du couvert moins favorable à la régénération du pin blanc. La CPI convient particulièrement aux pinèdes mélangées avec des feuillus ou des résineux tolérants à l'ombre.

Les pinèdes blanches se prêtent bien à l'éclaircie commerciale (EC). La longévité de l'essence (encadré 2) ainsi que la réaction positive du pin à l'EC (i.e. augmentation de la croissance radiale des arbres, même pour ceux de gros diamètre) permet l'application d'une ou de plusieurs éclaircies, ce qui résulte en un étalement de la récolte avant la récolte finale du peuplement[28]. Cet étalement comporte plusieurs avantages :

- le maintien de peuplements matures comportant des arbres de fort diamètre, un enjeu en forêt feuillue tempérée[29];
- la récolte d'un plus grand volume en arbres de fortes dimensions et de plus grande valeur marchande, en comparaison à une récolte plus hâtive du peuplement après l'atteinte de la maturité absolue;

Encadré 2 – Maturité du pin blanc

- Le pin blanc est une essence longévive; les pins blancs atteignent fréquemment plus de 200 ans et l'âge maximal peut atteindre 450 ans[30]. La production maximale de semences débute à 50 ans et peut dépasser 200 ans[31].
- Le pin blanc peut conserver un bon potentiel de croissance au-delà de la maturité absolue. Il peut atteindre de grandes dimensions et continuer d'accumuler une quantité appréciable de bois de bonne qualité[32].
- Au-delà d'un certain âge cependant, la production de semences diminue et la carie peut affecter les tiges. La maturité pathologique a d'ailleurs été fixée à 160-170 ans[33].
- Cette large fenêtre de maturité du pin blanc permet une certaine flexibilité quant au moment de la récolte, tel qu'un étalement de la récolte après la maturité absolue.

- *une meilleure répartition dans le temps des superficies en* régénération, lesquelles impliquent généralement des coûts importants en travaux sylvicoles.

De façon générale, les coupes totales[34] laissent peu de semenciers et créent une trop forte ouverture du couvert favorable à la végétation concurrente (ex. : feuillus intolérants à l'ombre) et aux agents pathogènes (rouille et charançon). La coupe avec réserve de semenciers (CRS) s'avère cependant appropriée lorsque les arbres semenciers sont en quantité insuffisante pour appliquer une coupe progressive[35].

Afin d'assurer des conditions favorables à la régénération et à la croissance du pin blanc, des traitements supplémentaires relatifs à la préparation de terrain, au reboisement ainsi qu'à l'entretien et à l'éducation sont généralement requis :

- préparation de terrain – Le scarifiage ou le brûlage dirigé[36], en exposant le sol minéral et en éliminant la végétation concurrente, crée des lits de germination adéquats pour le pin blanc et favorise son établissement[37]. Le scarifiage doit concorder avec une bonne année semencière du pin blanc afin de favoriser sa régénération naturelle.
- reboisement – Le reboisement (ensemencement, regarni ou plantation uniforme) peut être requis afin de pallier le manque de régénération naturelle (ex. : nombre insuffisant de semenciers, absence d'année semencière, forte compétition). La croissance des semis étant relativement lente, un dégagement est souvent essentiel pour éliminer la végétation concurrente (deux dégagements sont souvent nécessaires sur les sites mésiques)[38]. La plantation uniforme permet d'obtenir un rendement supérieur par rapport à un peuplement régénéré naturellement, à condition que les conditions de réussite soient réunies (ex. : site adéquat, préparation de terrain, contrôle de la végétation concurrente, de la rouille vésiculeuse et du charançon du pin blanc)[39].
- entretien et éducation – Les traitements d'éducation au stade gaulis (ex. : éclaircie précommerciale (EPC)) peuvent être nécessaires afin de contrôler la végétation concurrente ou la densité du peuplement. L'élagage permet de maximiser la production de bois de qualité et de limiter l'incidence de la rouille vésiculeuse (élagage phytosanitaire) et du charançon du pin blanc (taille phytosanitaire)[40].

[26] Raymond et al. (2009, 2013a). Sous une dynamique naturelle, les peuplements à structure régulière sont généralement créés par le passage de feux sévères ou de chablis totaux alors que les peuplements multiétagés résultent de perturbations modérées et plus fréquentes telles que les feux de surface et les chablis partiels (Frelich 1992, Abrams 2001).
[27] Raymond et al. (2009, 2013a).
[28] Doyon et Bouillon (2003), Bebber et al. (2004), Godbout (2009), Nolet et Lorenzetti (2011).
[29] Doyon et Bouffard (2009).
[30] Wendel et Smith (1990), Doucet et al. (2009).
[31] Parker et al. (2010).
[32] Brown (1992).
[33] Âge auquel l'accroissement annuel moyen en bois sain est maximal (White 1953).

[34] La coupe totale inclut la coupe totale sans protection (CTSP), la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS), la coupe avec protection de la haute régénération et des sols (CPHRS) et la coupe avec réserve de semenciers (CRS).
[35] En Ontario, par exemple, la CRS s'applique lorsque la surface terrière en pins se situe entre 4 et 12 m^2/ha (Latremouille et al. 2008). Le nombre de semenciers retenus (~ 10-35) est généralement insuffisant pour permettre un plein boisement naturel en pin blanc.
[36] Le brûlage dirigé est peu utilisé au Québec (encadré 1) et l'utilisation de phytocides est interdite depuis 1994.
[37] Burgess et Wetzel (2002).
[38] Burgess et Wetzel (2002), Pitt et al. (2009).
[39] Burgess et Wetzel (2002), Latremouille et al. (2008).
[40] Latremouille et al. (2008), Godbout (2009), Huot et al. (2013 a et b).

Choix des sites

Le pin blanc est plus commun sur les sols sableux, minces et relativement secs[41]. Sur ces sites, la faible compétition des autres essences favorise la régénération du pin blanc[42]. Les peuplements croissant sur des sols riches, de drainage lent et de texture moyenne sont les plus productifs, mais la concurrence y est forte et l'incidence de la rouille élevée; le reboisement peut être nécessaire et des travaux d'entretien et d'éducation sont essentiels[43]. Les pinèdes offrent un faible potentiel de croissance sur les sols argileux de faible drainage[44].

La vulnérabilité des peuplements à la rouille varie selon la région[45] et les caractéristiques du site[46]. Les sites frais et humides favorables à la rouille incluent les dépressions, les vallées, les versants nord et les sites à proximité des grands plans d'eau. À ces endroits, le maintien d'un couvert arborescent partiel, le contrôle de la strate arbustive dense ainsi que l'élagage phytosanitaire sont essentiels[47].

Indicateurs forestiers

Trois types d'indicateurs peuvent être utilisés afin de documenter l'abondance du pin blanc ainsi que les efforts sylvicoles déployés pour contrer sa raréfaction :

- volume total, admissible à la récolte et récolté en pin blanc – Cette information sert à évaluer l'abondance du pin blanc ainsi que le niveau de récolte.
- superficie forestière en pinèdes blanches – Cet indicateur sert à faire le portrait des superficies en pinèdes blanches sur un territoire. Il peut être ventilé en fonction de l'abondance relative du pin blanc dans le peuplement (ex. : pinèdes blanches, peuplements avec présence de pin blanc), de la composition des pinèdes (ex. : pures, mélangées à feuillus intolérants à l'ombre, à feuillus tolérants à l'ombre ou à résineux) ou de la structure du peuplement (ex. : régulière ou irrégulière).
- pourcentage des divers scénarios sylvicoles appliqués aux pinèdes blanches – Ce type d'indicateur permet de faire le portrait de la stratégie sylvicole appliquée pour l'aménagement du pin blanc (ex. : superficies en plantation).

Des cibles spécifiques quant à ces indicateurs (ex. : superficies en pinèdes blanches, superficies en plantation) peuvent être établies dans la stratégie *d'aménagement de chaque unité d'aménagement*. Les portraits de référence, lorsque disponibles, aident à établir certaines de ces cibles[48].

Le potentiel de restauration du pin blanc est relativement grand; les végétations potentielles qui pourraient supporter des pinèdes blanches ne contiennent actuellement qu'une faible proportion de celles-ci (tableau 1).

Tableau 1. Pourcentage de pinèdes blanches pour chacune des principales végétations potentielles qui supportent ce type de peuplement[a] et pourcentage de chaque végétation potentielle dans le sud-ouest du Québec[49].

Végétation potentielle[a]	% de la superficie de la végétation potentielle occupé par des pinèdes blanches	% de la superficie forestière productive occupé par la végétation potentielle
RP1	91	2
FC1	23	1
MJ1	6	21
MJ2	2	26

[a] RP1 : Pinède à pin blanc ou rouge; FC1 : Chênaie à chêne rouge; MJ1 : Bétulaie jaune à sapin et érable à sucre; MJ2 : Bétulaie jaune à sapin. Ces quatre végétations potentielles supportent 92 % de l'ensemble des pinèdes blanches.

Intégration au calcul

L'application de scénarios sylvicoles favorables à la régénération du pin blanc est prévue au calcul afin de contrer sa raréfaction et de permettre un étalement de la récolte dans le temps. La stratégie sylvicole tient compte de la composition et de la structure des pinèdes blanches. Les effets de différents choix sylvicoles sur la disponibilité en pin blanc peuvent également être évalués.

La prise en considération de cet objectif au calcul des possibilités forestières se fait aux étapes suivantes :

	Cartographie
✓	**Strates d'aménagement**
✓	**Stratégie sylvicole**
	Évolution des strates
✓	**Variables de suivi**
	Optimisation
	Spatialisation avec STANLEY

41 Ontario Ministry of Natural Resources (1998), Abrams (2001), Dovčiak et al. (2003), Latremouille et al. (2008).
42 Le maintien de quelques feuillus contribue à diminuer les dommages du charançon sans réduire significativement la croissance du pin (Huot et al. 2013b).
43 Vlasiu et al. (2001), Godbout (2009), Huot et al. (2013a).
44 Ontario Ministry of Natural Resources (1998).
45 Lavallée (1986) présente une carte des zones de susceptibilité à la rouille vésiculeuse au Québec.
46 Latremouille et al. (2008), Huot et al. (2013a).
47 Huot et al. (2013a).
48 Quenneville et Thériault (2001), Mauri Ortuno (2010), Mauri Ortuno et al. (2010).
49 Données pour des strates d'aménagement de 7 m et plus de hauteur incluses au calcul, compilées pour l'ensemble des unités d'aménagement où sont présentes des pinèdes blanches (figure 1), en excluant les unités 01151, 08251 et 08351.

Strates d'aménagement

La présence du pin blanc dans l'appellation cartographique est un critère de regroupement des strates cartographiques en strates d'aménagement[50]. Cependant, le code de milieu physique n'a pas été un critère prioritaire lors du regroupement, ce qui limite la capacité de prendre en compte cet élément lors de l'élaboration de la stratégie sylvicole aux fins du calcul[51].

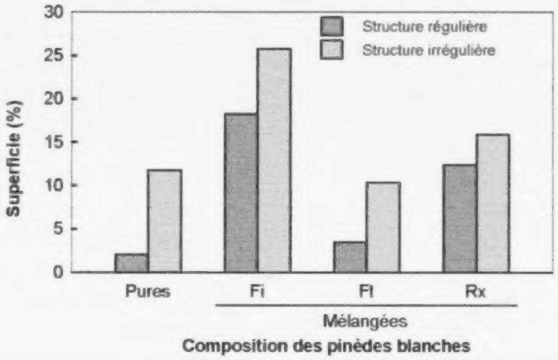
Stratégie sylvicole

Les strates ayant plus de 25 %[52] de leur surface terrière marchande en pins sont regroupées dans un des quatre types de forêts relatifs à la pinède blanche selon le pourcentage en pins et en essences compagnes (tableau 2). Ces strates sont orientées vers la production de pin blanc (*essence à promouvoir*) et sont aménagées par une coupe progressive (CPR ou CPI-RL).

Le choix du régime sylvicole (futaie régulière ou futaie irrégulière) ainsi que du scénario sylvicole varie en fonction de la composition, de la surface terrière en pins et de la structure actuelle (figure 4) ainsi qu'en fonction de la structure désirée des pinèdes (tableau 2). Tous les scénarios sylvicoles prévus incluent un scarifiage, un regarni, un dégagement et un élagage. Selon les cas, une EPC ainsi qu'une ou plusieurs EC s'ajoutent. L'application de plusieurs EC vise à étaler le prélèvement des pins[53].

Les principales orientations quant à la création des séries d'aménagement sont les suivantes :

- pinèdes pures – Dans les strates où le pin blanc est très abondant (ST ≥ 17,5 m²/ha), une CPR ou une CPI-RL peut être appliquée selon la structure désirée. Pour les strates où le pin blanc est moins abondant, le choix de la coupe progressive repose sur la structure actuelle des strates.
- pinèdes blanches à feuillus intolérants – Ces strates sont aménagées selon le régime de la futaie régulière, en raison de la codominance de feuillus intolérants à l'ombre. L'application de l'EC n'est prévue que pour les strates où le pin blanc est abondant (ST ≥ 30 %).
- pinèdes blanches à feuillus tolérants – Ces strates peuvent être traitées par CPR ou CPI-RL, selon la structure désirée. L'application de la CPI-RL est possible en raison de la codominance des feuillus tolérants à l'ombre.
- pinèdes blanches à résineux – Lorsque le pin blanc est abondant (ST ≥ 30 %), le choix de la coupe progressive repose sur la structure désirée des strates. L'application de la CPR est préconisée lorsque la surface terrière en pin blanc est faible; le sapin baumier constitue généralement l'essence compagne et la quantité de pins est insuffisante pour maintenir une structure irrégulière[54].



Source : Compilation du Bureau du forestier en chef

Figure 4. Structure des pinèdes blanches actuelles[55].

Les valeurs des paramètres déterminant l'application des traitements sylvicoles et leurs effets sont adaptées aux pinèdes blanches[56]. L'EC s'applique aux strates entre 100 et 130 ans dont la surface terrière est supérieure à 22 m²/ha[57]. Ce traitement prélève environ 30 % de la surface terrière et les strates traitées sont inadmissibles à d'autres traitements pendant 30 ans. La CPR s'applique sur les strates âgées d'au moins 130 ans alors que la CPI-RL, sur celles dont la surface terrière est d'au moins 24 m²/ha. Les coupes d'ensemencement prélèvent entre 40 et 50 % de la surface terrière. La coupe finale s'applique généralement de 30 à 65 ans après la coupe d'ensemencement, selon le traitement et la productivité de la strate. L'application des scénarios sylvicoles prévus au calcul permet de conserver la composition actuelle des

[50] Se référer au fascicule 2.2 – Strates d'aménagement.

[51] Ainsi, une strate d'aménagement peut être composée de strates cartographiques dont le code de milieu physique diffère.

[52] Pourcentage basé sur les données d'inventaire. Dans certaines régions où le pin blanc est moins abondant, un seuil de 12,5 % a été utilisé.

[53] Nolet et Lorenzetti (2011). Les effets de l'EC sur le rendement, la surface terrière ou le diamètre des tiges peuvent différer selon la variante de l'éclaircie utilisée (par le bas, par le haut ou neutre). Aux fins du calcul, les effets de l'EC s'apparentent à ceux d'une EC sélective neutre. Se référer au fascicule 3.5 – Éclaircie commerciale.

[54] À noter que la régénération du pin blanc est fortement compromise lorsque le sous-étage est composé de sapin baumier (Doyon et Bouffard 2009). Ce dernier doit être éliminé avant de procéder à la coupe finale.

[55] Résultats basés sur l'analyse de la distribution des diamètres des pins dans les strates « pinèdes blanches » de 7 m et plus de hauteur incluses au calcul, compilées pour l'ensemble des unités d'aménagement où sont présentes des pinèdes blanches (figure 1), en excluant les unités 01151, 08251 et 08351.

[56] Se référer aux fascicules 3.5 – Éclaircie commerciale, 3.6 – Coupe progressive régulière et 3.7 – Coupe progressive irrégulière. À noter que ces valeurs sont les mêmes pour les différents types de pinèdes blanches (ex. : pures, à feuillus tolérants).

[57] Lorsque deux EC sont prévues, la première est réalisée entre 70 et 100 ans.

Tableau 2. Résumé des scénarios sylvicoles généralement[a] appliqués aux pinèdes blanches dans le cadre du calcul.

Type de forêt[b]	Surface terrière en pins et structure actuelle	Scénario sylvicole[c] selon la structure désirée	
		Futaie régulière	Futaie irrégulière[d]
Pinèdes blanches pures ≥ 56 % de la ST en pins	≥ 17,5 m^2/ha[d]	CPR ou EC + CPR ou EC + EC + CPR	CPI-RL
	< 17,5 m^2/ha[d] et régulière		-
	< 17,5 m^2/ha[d] et irrégulière	-	CPI-RL
Pinèdes blanches à feuillus intolérants 25 à 55 % de la ST en pins et ST en Fx > ST en Rx et ST en Fi > ST en Ft	≥ 30 %	CPR ou EC + CPR ou EC + EC + CPR	-
	< 30 %	CPR	-
Pinèdes blanches à feuillus tolérants 25 à 55 % de la ST en pins et ST en Fx > ST en Rx et ST en Ft > ST en Fi		CPR ou EC + CPR ou EC + EC + CPR	CPI-RL
Pinèdes blanches à résineux 25 à 55 % de la ST en pins et ST en Rx > ST en Fx	≥ 30 %	CPR ou EC + CPR ou EC + EC + CPR	CPI-RL
	< 30 %		-

a Certains cas particuliers diffèrent des orientations présentées dans ce tableau.
b ST : Surface terrière; Fx : Feuillus; Fi : Feuillus intolérants à l'ombre; Ft : Feuillus tolérants à l'ombre; Rx : Résineux.
c CPR : Coupe progressive régulière; CPI-RL : Coupe progressive irrégulière à régénération lente. Tous les scénarios incluent un scarifiage, un regarni, un dégagement, un élagage et, dans certains cas, une éclaircie précommerciale.
d Cas où la surface terrière inclut le pin blanc, le pin rouge, le chêne rouge et l'épinette blanche.

strates[58]. Les effets de traitement reposent sur l'hypothèse que les travaux prévus aux scénarios (ex. : scarifiage, regarni, dégagement) seront appliqués sur le terrain.

Les strates avec moins de 25 % de leur surface terrière en pin blanc sont assignées à d'autres types de forêts[59]. Une certaine portion de celles-ci font l'objet d'une plantation uniforme en pin blanc[60]. Les autres strates sont aménagées en fonction d'autres *essences à promouvoir*.

Variables de suivi

Plusieurs indicateurs relatifs au pin blanc peuvent être utilisés au calcul afin d'obtenir un portrait évolutif de l'état ou du potentiel de récolte de cette essence :

- volume total, admissible à la récolte et récolté en pins – Les données peuvent être compilées sur la base de l'ensemble des groupes de strates ou être précisées pour les types de forêt « pinèdes blanches » afin d'identifier le volume provenant des groupes de strates aménagés pour cette essence.
- superficie en pinèdes blanches – Les superficies sont compilées sur la base de la surface terrière en pins dans les strates d'aménagement. Elles peuvent être ventilées en fonction de la composition des essences compagnes (ex. : pinèdes blanches à feuillus intolérants).
- superficies traitées selon les différents scénarios sylvicoles – Cet indicateur permet de dresser le portrait de la stratégie sylvicole appliquée pour l'aménagement de cette essence dans le cadre du calcul[61] (ex. : superficie des pinèdes blanches traitée en CPR).

État des connaissances

De nombreux travaux de recherche ont été menés sur le pin blanc depuis le début du 20e siècle, notamment en Ontario à la Forêt expérimentale de Petawawa[62]. Ces travaux ont permis d'approfondir considérablement les connaissances sur l'écologie et l'aménagement de cette essence. Les résultats et les recommandations de ces travaux ont été graduellement intégrés à l'approche par coupe progressive appliquée actuellement en Ontario, laquelle a permis d'augmenter le succès de régénération du pin blanc.

Malgré l'amélioration des connaissances, certaines incertitudes demeurent quant à la capacité de maintenir ou de restaurer le pin blanc. Par exemple, le renouvellement des pinèdes sur les sites mésiques est problématique en raison des dommages causés par la rouille et repose sur un suivi et un contrôle efficace de cet agent nuisible. De plus, les succès obtenus quant au contrôle de la végétation (dégagement) en Ontario reposent sur l'utilisation de phytocides, laquelle est

58 Les courbes *actuelles d'évolution* et *effets de traitement* sont construites à l'aide du modèle de croissance ARTÉMIS-2009 (se référer au fascicule 2.4 – Évolution des strates). La création des strates d'aménagement et le regroupement des strates ne prenant pas en considération le milieu physique, les courbes d'évolution représentent des conditions moyennes de croissance.

59 Le volume en pins de ces strates est trop faible, ce qui génère une trop forte imprécision quant à l'estimation du volume dans le temps. À l'échelle opérationnelle, ces strates peuvent être traitées par la coupe avec réserve de semenciers.

60 Le scénario de plantation inclut un scarifiage, une plantation uniforme intensive (2 000 plants/ha), un dégagement, une EPC, un élagage et une coupe totale.

61 Bien que plusieurs scénarios sylvicoles soient prévus pour certains groupes de strates, l'optimisation permet d'identifier les superficies à traiter selon chaque scénario de façon à maximiser la possibilité forestière tout en tenant compte des *contraintes à l'optimisation* (ex. : limite budgétaire).

62 Stiell (1994). Par exemple, plusieurs essais expérimentaux ont porté sur l'établissement de la régénération de pin blanc sous couvert ainsi que sur les effets du dégagement.

interdite au Québec[63]. Les effets des scénarios sylvicoles considérés dans le calcul seront révisés à la lumière des connaissances acquises au Québec.

Références

Références citées

Abrams, M.D. 2001. Eastern white pine versatility in the presettlement forest. Bioscience, 51 : 967-979.

Bebber, D.P., S.C. Thomas, W.G. Cole et D. Balsillie. 2004. Diameter increment in mature eastern white pine *Pinus strobus* L. following partial harvest of old-growth stands in Ontario, Canada. Trees, 18 : 29-34.

Brown, J.-L. 1992. Principes et normes d'aménagement des peuplements naturels de pin blanc et de pin rouge proposés pour le Québec. Note de recherche forestière, n° 46. Gouvernement du Québec, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc,10 p.

Bureau du forestier en chef. 2009. Le rétablissement des forêts de pin blanc. Fiche thématique. Roberval, Qc, 5 p.

Burgess, D. et S. Wetzel. 2002. Recruitment and early growth of eastern white pine (*Pinus strobus*) regeneration after partial cutting and site preparation. Forestry, 75(4) : 419-423.

Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy (CERFO). 2007. La restauration du pin blanc : une stratégie québécoise. Note technique, Sainte-Foy, Qc, 4 p.

Doucet, R., J.-C. Ruel, S. Jutras, G. Lessard, M. Pineau, G. Prégent et N. Thiffault. 2009. Sylviculture appliquée. *Dans* Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Manuel de foresterie. 2e édition, ouvrage collectif, Éditions Multimondes, Québec, Qc, pp. 1147-1186.

Dovčiak, M., P.B. Reich et L.E. Frelich. 2003. Seed rain, safe sites, competing vegetation, and soil resources spatially structure white pine regeneration and recruitment. Revue canadienne de recherche forestière, 33 : 1892-1904.

Doyon, F. 2002. État des connaissances : adaptation des essences méridionales au feu. L'aménagement forestier et le feu : actes du colloque tenu à Chicoutimi les 9, 10 et 11 avril 2002. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la conservation des forêts, pp. 33-42.

Doyon, F. et D. Bouffard. 2009. Enjeux écologiques de la forêt feuillue tempérée québécoise, Québec. Préparé pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Québec, Qc, 63 p.

Doyon, F. et D. Bouillon. 2003. Stratégie d'aménagement, de restauration et de conservation du pin blanc et du pin rouge dans l'Outaouais. Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, Ripon, Qc, 10 p.

Frelich, L.E. 1992. The relationship of natural disturbances to white pine stand development. *Dans* Stine, R.A. et M.J. Baughman (éditeur). White pine symposium proceedings. History, ecology, policy and management. Duluth Entertainment Convention Center, 16-18 septembre 1992, Duluth, Minnesota, USA, pp. 27-37.

Godbout, C. 2009. Production prioritaire Pin blanc/Pin rouge. Document présenté au Bureau du forestier en chef. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 15 p.

Huot, M. 1987. Régénération naturelle du pin blanc après coupe à diamètre-limite dans le sud-ouest du Québec. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Sainte-Foy, Qc, 76 p.

Huot, M. et J. Lemieux. 2003. Croissance et régénération naturelle du pin à la suite de coupes dans des peuplements à pin blanc de l'Outaouais. Résultats sur 15 ans. Rapport interne n° 476. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 51 p.

Huot, M. et B. Boulet. 2013a. La rouille vésiculeuse du pin blanc. *Dans Dans* Ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 1. Les fondements biologiques de la sylviculture. Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 634-641.

Huot, M., B. Boulet et P. Therrien. 2013b. Le charançon du pin blanc. *Dans* Ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 1. Les fondements biologiques de la sylviculture. Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 462-469.

Latremouille, C., W.C. Parker, S. McPherson, F. Pinto, B. Fox et L. McKinnon. 2008. Ecology and management of eastern white pine in the Lake Abitibi (3E) and Lake Temagami (4E) ecoregions of Ontario. Ontario Ministry of Natural Resources, Ontario Forest Research Institute, Sault-Sainte-Marie, Ont., 70 p.

Lavallée, A. 1986. Zones de vulnérabilité du pin blanc à la rouille vésiculeuse au Québec. Forestry Chronicle, 62(1) : 24-28.

Mauri Ortuno, E. 2010. Modélisation de la distribution précoloniale du pin blanc en Moyenne-Mauricie à partir des archives d'arpentage. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Sainte-Foy, Qc, 89 p.

Mauri Ortuno, E., F. Doyon et D. Jean. 2010. Distribution historique du pin blanc et rouge en Outaouais – Phase 2 – Évaluation de la quantité exploitée dans les forêts publiques au 19e siècle. Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, Ripon, Qc, 67 p.

MRNF. 2008. Norme de stratification écoforestière. Quatrième inventaire écoforestier. Direction des inventaires forestiers, Québec, Qc, 52 p.

Nolet, P. et F. Lorenzetti. 2011. Évolution des peuplements de pin blanc en dynamique naturelle et en régime d'éclaircie commerciale. Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, Ripon, Qc, 38 p.

Ontario Ministry of Natural Resources. 1998. A silvicultural guide for the Great Lakes-St. Lawrence conifer forest in Ontario. Queen's printer for Ontario, Toronto, Ont., 424 p.

Ontario Ministry of Natural Resources. 2004. Ontario Tree Marking Guide (version 1.1). Queen's printer for Ontario, Toronto, Ont., 252 p.

Parker, W.C., T.L. Noland et B. Brown. 2010. Effects of structural retention harvesting on seed production and seed characteristics of old-growth eastern white pine (*Pinus strobus* L.) stands in northern Ontario. Forestry Chronicle, 86(5) : 614-622.

Pitt, D.G., A. Morneault, W.C. Parker, A. Stinson et L. Lanteigne. 2009. The effects of herbaceous and woody competition on planted white pine in a clearcut site. Forest Ecology and Management, 257 : 1281-1291.

Quenneville, R. et M. Thériault. 2001. La restauration des écosystèmes de pin blanc (*Pinus strobus*) : un enjeu majeur pour le parc national de la Mauricie. Le naturaliste canadien, 125(2) : 39-42.

Raymond, P., S. Bédard, V. Roy, C. Larouche et S. Tremblay. 2009. The irregular shelterwood system: review, classification, and potential application to forests affected by partial disturbances. Journal of Forestry, 107 : 405-413.

Raymond, P., C. Larouche, S. Bédard et S. Tremblay. 2013a. Coupe progressive irrégulière. Chapitre 20. *Dans* Ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier, Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 456-515.

Raymond, P., I. Legault, L. Guay et C. Godbout. 2013b. La coupe progressive régulière. Chapitre 19. *Dans* Ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P Saucier, Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 410-453.

Ressources naturelles Canada. 2008. Le feu : un allié pour régénérer les peuplements de pins blancs. L'éclaircie, n° 46, 2 p.

Stiell, W.M. 1994. Chronicle of white pine and red pine research at the Petawawa National Forestry Institute. Forestry Chronicle, 70(4) : 372-381.

Vlasiu, P.D., P. Nolet et F. Doyon. 2001. Le pin blanc – Revue de littérature. Version 1.1. Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, Ripon, Qc, 91 p.

Wendel, G.W. et H.C. Smith. 1990. *Pinus strobus* L. Eastern White Pine. *Dans* Silvics of North America. Volume 1. Conifers. USDA Forest Service, Agricultural Handbook 654, Washington, DC., USA, pp. 476-488.

White, L.T. 1953. Studies in forest pathology. X. Decay of white pine in the Timagami Lake and the Ottawa Valley Areas. Canadian Journal of Botany, 31 : 175-200.

[63] Godbout (2009).

Lectures suggérées

Latremouille, C., W.C. Parker, S. McPherson, F. Pinto, B. Fox et L. McKinnon. 2008. Ecology and management of eastern white pine in the Lake Abitibi (3E) and Lake Temagami (4E) ecoregions of Ontario. Ontario Ministry of Natural Resources, Ontario Forest Research Institute, Sault-Sainte-Marie, Ont., 70 p.

Vlasiu, P.D., P. Nolet et F. Doyon. 2001. Le pin blanc – Revue de littérature. Version 1.1. Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, Ripon, Qc, 91 p.

Rédaction : Antoine Nappi, biol., Ph.D.
Collaboration : Boris Dufour, biol., Ph.D. (UQAC), Daniel Pin, ing.f., M.Sc. (BFEC) et Anouk Pohu, ing.f. (BFEC).
Révision : David Baril, ing.f. (BFEC), Frédérik Doyon, ing.f., Ph.D. (ISFORT), Jérôme Garet, ing.f., M.Sc. (BFEC), Lise Guay, ing.f. (BFEC), Michel Huot, ing.f., M.Sc. (MRN), Juliane Laliberté, ing.f., M.Sc. (U. Laval), Lisabeth Morin, ing.f. (BFEC), Andrée Morneault, RPF, M.Sc. (OMNR), Philippe Nolet, biol., M.Sc. (ISFORT) et Maurice Thibaudeau, tech.f. (BFEC).

Référence à citer : Nappi, A. 2013. Pin blanc. Fascicule 4.3. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, 135-143.

4.4 Aires protégées

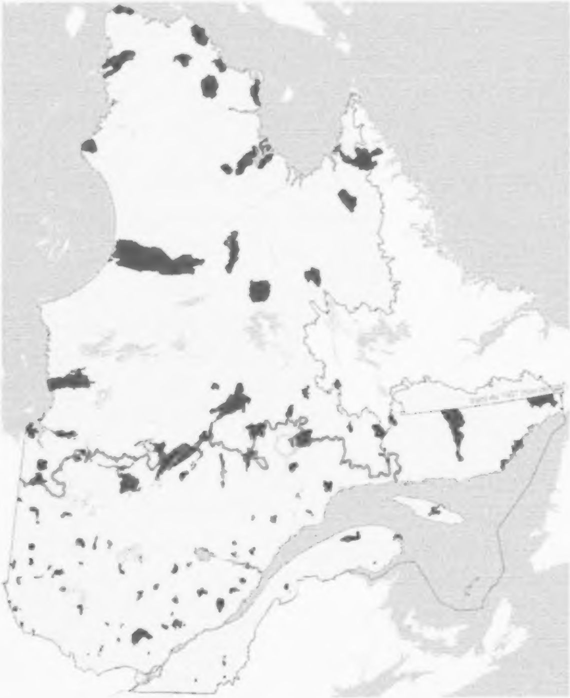
Crédit photo : Sylvain Chouinard

Une aire protégée est un territoire voué à la protection et au maintien de la diversité biologique ainsi que des ressources naturelles et culturelles associées. L'exploitation industrielle y est interdite. Toutefois, des interventions forestières sont autorisées sur certains territoires afin de maintenir des habitats fauniques de qualité. Ainsi, la plupart des aires protégées sont exclues du calcul des possibilités forestières. Toutefois, elles sont incluses dans l'évaluation de différents indicateurs d'aménagement durable des forêts.

Préoccupation

La création d'aires protégées[1] assure la conservation permanente d'une portion des écosystèmes forestiers. Les aires protégées conservent des habitats essentiels à de nombreuses espèces animales et végétales et contribuent au maintien des processus écologiques. Témoins de l'évolution naturelle des écosystèmes, les aires protégées sont des zones de référence pour l'amélioration continue de l'aménagement forestier. Elles contribuent également à la pérennité socio-économique en diversifiant l'économie régionale par le biais du récréotourisme et de l'écotourisme. Enfin, elles préservent la qualité des paysages et favorisent les activités culturelles et traditionnelles associées à la forêt.

Pour que le réseau d'aires protégées remplisse ces rôles, les territoires protégés doivent posséder certaines caractéristiques. Le réseau doit assurer non seulement la protection des éléments rares, uniques et exceptionnels, mais aussi la protection des éléments représentatifs et communs qui définissent la biodiversité du territoire[2]. Leur superficie doit être suffisamment grande pour maintenir les processus naturels et des populations viables, particulièrement pour les territoires abritant des espèces à grand domaine vital sensibles à l'aménagement forestier (ex. : caribou des bois) ainsi que pour les territoires qui subissent régulièrement des perturbations naturelles de grande envergure (ex. : incendies en forêt boréale). Également, une certaine connectivité[3] entre les aires protégées doit être assurée afin d'atténuer les effets de la fragmentation du territoire et de faciliter les déplacements des populations animales entre les habitats forestiers[4]. Enfin, une modulation de l'exploitation forestière aux limites de ces territoires permet de réduire les effets négatifs des activités humaines sur l'intégrité des aires protégées (zones tampons).



Source : Produite par le Bureau du forestier en chef à partir des données du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (novembre 2012)

Figure 1. **Répartition des aires protégées au Québec et limite nordique des forêts attribuables.**

---

[1] Une aire protégée est un territoire, en milieu terrestre ou aquatique, géographiquement délimité, dont l'encadrement juridique et l'administration visent spécifiquement à assurer la protection et le maintien de la diversité biologique et des ressources naturelles et culturelles associées (Gouvernement du Québec – Loi sur la conservation du patrimoine naturel).

[2] Noss (1995).

[3] Cette connectivité peut prendre la forme de corridors forestiers (connectivité physique) ou d'une matrice forestière dont les attributs tels que le maintien de couvert forestier facilitent la dispersion des organismes (connectivité fonctionnelle).

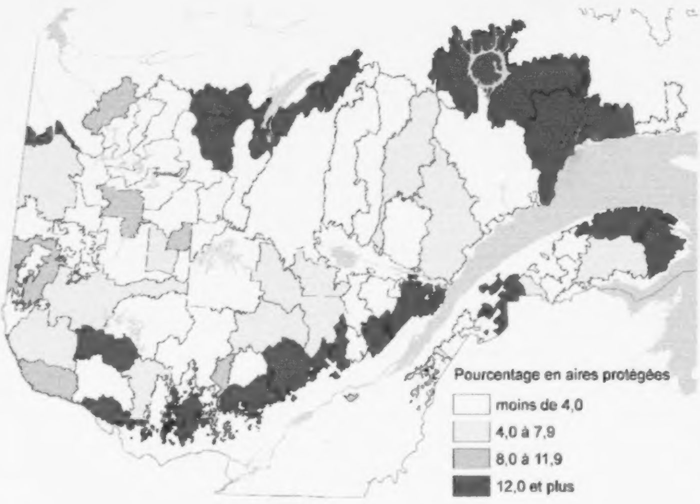
[4] Bennett (2003).

Le réseau d'aires protégées couvre un peu plus de 8 % du territoire québécois[5] (figure 1). Le gouvernement du Québec s'est engagé à étendre le réseau pour protéger 12 % du territoire d'ici 2015, et ce, réparti à l'échelle des provinces naturelles[6] afin qu'il soit représentatif du territoire. Actuellement, 8,28 % du territoire couvert par les unités d'aménagement contribue au réseau[7]. Parmi les unités d'aménagement, 22 ont plus de 12 % de leur superficie protégée (figure 2). Cependant, 42 ont moins de 8 % de leur superficie en aires protégées, dont 2 n'ont aucune aire protégée. Ainsi, certaines unités d'aménagement verront leur superficie en aire protégée augmenter, particulièrement pour combler les lacunes du réseau quant à la protection du caribou forestier, la représentativité des vieilles forêts et celle des forêts productives[8].

D'autres territoires forestiers s'avèrent exempts de récolte forestière, entre autres parce qu'ils présentent des contraintes à la récolte (réglementaires ou physiques) ou qu'ils sont improductifs (encadré 1). Certains contribuent à la conservation, notamment en augmentant la connectivité sur le territoire. Cependant, leurs caractéristiques telles que la faible densité du couvert forestier, leur petite superficie ou leur configuration (ex. : forme linéaire créant beaucoup d'habitats de lisière) sont souvent inadéquates pour maintenir à long terme la biodiversité[9].

Encadré 1. Territoires forestiers exempts d'activités de récolte, autres que les aires protégées[10]

- Écotones (0,2 %)
- Bandes riveraines de faible densité (C et D) (3,0 %)
- Pessières noires à cladonie (1,1 %)
- Peuplements sur les pentes fortes et les sommets (3,2 %)
- Peuplements enclavés et les îles de moins de 25 ha (0,6 %)
- Dénudés secs, les dénudés humides, les terrains inondés, les aulnaies et les plans d'eau (16,8 %)
- Types écologiques protégés (RE10, RE70, RS70, RE40, RS40 et RE11) (0,6 %)
- Refuges biologiques non inscrits au Registre[11] et certains projets d'aires protégées (2,3 %)



Source : Compilation du Bureau du forestier en chef

Figure 2. Pourcentage des unités d'aménagement en aires protégées[7].

Parmi les 30 désignations du Registre des aires protégées, une vingtaine se trouvent en forêt publique aménagée dont les plus importantes en termes de superficie sont les réserves de biodiversité (3,7 %) et les parcs nationaux du Québec (2,5 %).

Aménagement forestier

Objectif

Le maintien de l'intégrité des aires protégées en forêt aménagée est essentiellement assuré par l'exclusion des territoires forestiers à la récolte ou par l'application de modalités particulières d'aménagement visant le maintien de la qualité de certains habitats fauniques. Des mesures particulières d'aménagement à la périphérie des aires protégées contribuent également au maintien de leur intégrité.

Moyens d'aménagement

Les moyens d'aménagement appliqués pour maintenir l'intégrité des aires protégées varient selon les désignations (tableau 1).

Protection intégrale du territoire

Pour la majorité des territoires inscrits au Registre, toute intervention sylvicole est interdite sur le site protégé.

5 MDDEFP – Registre des aires protégées.
6 MDDEFP – Les provinces naturelles.
7 Compilation du Bureau du forestier en chef, en date du 2 mai 2012.
8 Brassard et al. (2010). À noter que la représentativité des aires protégées est planifiée à l'échelle des provinces naturelles. Par conséquent, il est possible que des unités d'aménagement aient peu d'aires protégées, tout en répondant néanmoins aux objectifs du réseau en matière de représentativité.
9 Robbins et al. (1989), Kouri et Vaananen (2000), Hannon et al. (2002), Leboeuf (2004).
10 Les pourcentages sont approximatifs.
11 Seuls 498 des 2 800 refuges biologiques figurent au Registre puisque des droits miniers y demeurent en vigueur.

Tableau 1. Désignations d'aires protégées figurant dans la carte CFET-BFEC[a] (pour y figurer, elles doivent être situées sur le territoire forestier public) et modalités d'aménagement.

	Désignation	Modalités d'aménagement[b]
	Écosystème forestier exceptionnel	Aucune intervention
	Parc national et réserve de parc national du Québec	Aucune intervention
	Réserve écologique et réserve écologique projetée	Aucune intervention sur le site et dans la lisière boisée de 60 m
	Réserve de biodiversité et réserve de biodiversité projetée	Aucune intervention
	Refuge biologique	Aucune intervention
	Parc national et réserve de parc national du Canada	Aucune intervention
	Réserve nationale de faune	Aucune intervention
	Habitat d'une espèce floristique menacée ou vulnérable	Aucune intervention
Habitat faunique	Aire de concentration d'oiseaux aquatiques	Modalités particulières
Habitat faunique	Aire de confinement du cerf de Virginie	Modalités particulières
Habitat faunique	Colonie d'oiseaux en falaise	Aucune intervention
Habitat faunique	Colonie d'oiseaux sur une île ou une presqu'île	Aucune intervention
Habitat faunique	Habitat du rat musqué	Aucune intervention
Habitat faunique	Habitat d'une espèce faunique menacée ou vulnérable	Aucune intervention ou modalités particulières[c]
Habitat faunique	Héronnière	Aucune intervention sur le site et modalités particulières dans la lisière boisée de 500 m
Habitat faunique	Vasière	Aucune intervention dans la lisière boisée de 100 m
	Refuge d'oiseaux migrateurs	Aucune intervention
	Réserve naturelle reconnue	Aucune intervention
	Refuge faunique	Aucune intervention

[a] Les aires protégées figurent dans la carte CFET-BFEC dans les catégories d'entité territoriale « Mode de gestion », « Affectation faunique » ou « Affectation ».
[b] Ces modalités sont définies dans le futur règlement d'aménagement durable des forêts (futur RADF, MRNF 2010). Se référer à l'encadré 2.
[c] Se référer au fascicule 4.8 – Caribou des bois. Pour le caribou montagnard de la Gaspésie, certaines superficies de l'habitat légal sont exclues du calcul (ex. : parc national de la Gaspésie) alors que d'autres sont incluses, avec des modalités d'intervention particulières.

Maintien de lisières boisées

En plus de la protection intégrale du site, une lisière boisée au pourtour des héronnières, des vasières, des réserves écologiques et des réserves écologiques projetées est maintenue afin de protéger leur intégrité (encadré 2). La récolte partielle y est interdite.

Encadré 2. Engagement gouvernementaux

Orientations stratégiques

- Constituer des aires protégées sur 12 % de la superficie du Québec d'ici 2015[12].

Projet de Stratégie d'aménagement durable des forêts[13]

- Contribuer au développement et à la gestion durables d'un réseau d'aires protégées représentatif de la biodiversité.

Futur règlement d'aménagement durable des forêts[13]

- Héronnière – une lisère boisée intacte de 200 m doit être conservée autour d'une héronnière. Les interventions sont cependant interdites dans un rayon de 500 m autour du site pendant la période de nidification.
- Vasière – aucune intervention n'est permise dans la vasière, laquelle inclut une lisère boisée d'une largeur de 100 m. De plus, une lisière boisée minimale de 60 m et d'une hauteur minimale de 7 m doit relier la vasière à la forêt résiduelle avoisinante.
- Réserve écologique et réserve écologique projetée – une lisière boisée de 60 m doit être conservée autour de la réserve.
- Aires de confinement du cerf de Virginie – des modalités d'intervention s'appliquent afin de maintenir un habitat favorable pour l'espèce. Ces modalités touchent, entre autres, à la superficie maximale des aires de coupe, à la protection des lisières boisées riveraines et au maintien de corridors boisés entre les aires de coupe ou entre une aire de confinement et les massifs forestiers limitrophes.
- Aire de concentration d'oiseaux aquatiques – le prélèvement ne peut excéder 30 % des tiges sur une période de 10 ans.

Aménagement pour la faune

Dans certaines aires protégées, l'objectif d'aménagement vise le maintien de la qualité de l'habitat pour certaines espèces fauniques. Par exemple, des modalités particulières d'aménagement sont prévues dans les aires de confinement du cerf de Virginie[14].

Encadré 3. Aménagement écosystémique

Un réseau d'aires protégées représentatif et fonctionnel contribue à atteindre plusieurs objectifs d'aménagement écosystémique, notamment :

- en servant de zone de référence pour l'amélioration continue de l'aménagement forestier;
- en contribuant à réduire l'écart de structure d'âge des peuplements par le maintien de vieilles forêts dans le paysage;
- en conservation des massifs forestiers non fragmentés;
- en maintenant des habitats fauniques et floristiques à l'échelle du paysage;
- en contribuant à la connectivité des habitats forestiers résiduels.

[12] MDDEFP – Orientations stratégiques pour atteindre 12 % d'aires protégées au Québec en 2015.
[13] MRNF (2010).

[14] Se référer au fascicule 4.7 – Cerf de Virginie. Sur les quelque 300 aires de confinement cartographiées, 114 sont inscrites au Registre des aires protégées. Ce sont celles qui sont sur les terres du domaine de l'État et libres de droits miniers.

Intégration au calcul

La prise en considération des aires protégées au calcul des possibilités forestières se fait principalement par la délimitation cartographique des aires protégées et leur exclusion du calcul. Celles-ci sont toutefois considérées lors de l'évaluation de différents indicateurs forestiers tels que ceux liés à la structure d'âge ou à la composition des forêts.

L'intégration de cet objectif au calcul des possibilités forestières se fait aux étapes suivantes :

- ✓ **Cartographie**
- Strates d'aménagement
- Stratégie sylvicole
- Évolution des strates
- Variables de suivi
- Optimisation
- Spatialisation avec STANLEY

Cartographie

La délimitation des aires protégées inscrites au Registre est intégrée à la carte CFET-BFEC[15]. Le Registre comprend les désignations « projetée », lesquelles bénéficient d'une protection légale tout en permettant de finaliser la délimitation de l'aire, les négociations territoriales, etc. Les désignations au stade « projet » ne figurent pas au Registre. Toutefois, certains de ces projets sont également délimités dans la carte.

Les aires protégées et leur lisière[16] ainsi que les projets intégrés à la carte sont majoritairement exclus du calcul (tableau 1). Toutefois, les désignations d'habitat faunique « aires de confinement du cerf de Virginie » et « aires de concentration d'oiseaux aquatiques » sont incluses au calcul puisque des interventions forestières soumises à des modalités particulières (ex. : maintien du couvert forestier) sont autorisées.

Toutes les superficies forestières protégées sont considérées pour produire les variables de suivi servant à l'évaluation des différents indicateurs d'objectif d'aménagement.

Références

Bennett, A.F. 2003. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Forest Conservation Program, Australie, 254 p.

Brassard, F. et al. 2010. Portrait du réseau d'aires protégées au Québec – Période 2002-2009. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du patrimoine écologique, Québec, Qc, 229 p. www.mddep.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/portrait02-09/index.htm (consulté le 3 août 2010)

Gouvernement du Québec – Loi sur la conservation du patrimoine naturel http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/C_61_1/C61_1.html (consulté le 3 août 2010)

Hannon, S.J., C.A. Paszkowski, S. Boutin, J. DeGroot, S.E. Macdonald, M. Wheatley et B.R. Eaton. 2002. Abundance and species composition of amphibians, small mammals, and songbirds in riparian forest buffer strips of varying widths in the boreal mixedwood. Revue canadienne de recherche forestière, 32 : 1784-1800.

Kouki, J. et A. Vaananen. 2000. Impoverishment of resident old-growth forest bird assemblages along an isolation gradient of protected areas in eastern Finland. Ornis Fennica, 77(4) : 145-154.

Leboeuf, M. 2004. Effets de la fragmentation générée par les coupes en pessière noire à mousses sur huit espèces d'oiseaux de forêt mature. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal, Qc, 111 p.

MDDEFP – Orientations stratégiques pour atteindre 12 % d'aires protégées au Québec en 2015 http://www.mddep.gouv.qc.ca/Infuseur/communique.asp?no=1859 (consulté le 2 mai 2012)

MDDEFP – Registre des aires protégées www.mddep.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/registre/index.htm (consulté le 2 mai 2012)

MDDEFP – Les provinces naturelles http://www.mddep.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/provinces/ (consulté le 24 avril 2013)

MRNF. 2010. Consultation sur l'aménagement durable des forêts du Québec : document de consultation publique – Stratégie d'aménagement durable des forêts et modalités proposées pour le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts. Gouvernement du Québec, Québec, Qc, 104 p. http://consultation-adf.mrn.gouv.qc.ca/pdf/document-consultation-adf.pdf (consulté le 24 avril 2013)

Noss, R. 1995. Maintaining ecologial integrity in representative reserve networks. Discussion paper. World Wildlife Fund – Canada/World Wildlife Fund, Toronto, Ont.

Robbins C.S., D.K. Dawson et B.A. Dowell. 1989. Habitat area requirements of breeding forest birds of the Middle Atlantic States. Wildlife Monographs, 103 : 3-34.

Rédaction : Julie Poulin, biol., M.Sc.
Collaboration : David Baril, ing.f. (BFEC) et Richard Tremblay, tech.f. (BFEC)
Révision : Patrick Beauchesne, B.Sc.A., M.Sc. (MDDEFP), Geneviève Lejeune, ing.f. (BFEC), Thomas Moore, ing.f., M.Sc. (BFEC), Jacques Perron, biol. (MDDEFP) et Éric Pronovost, tech.f., (BFEC).

Référence à citer : Poulin, J. 2013. Aires protégées. Fascicule 4.4. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 145-148.

[15] En date du 1mai 2013.
[16] Aux fins du calcul, bien que des interventions soient permises dans une portion de la lisière boisée de 500 m autour d'une héronnière, l'ensemble de la lisière est exclu du calcul.

4.5 Organisation spatiale en pessière

Crédit photo : Jean Girard

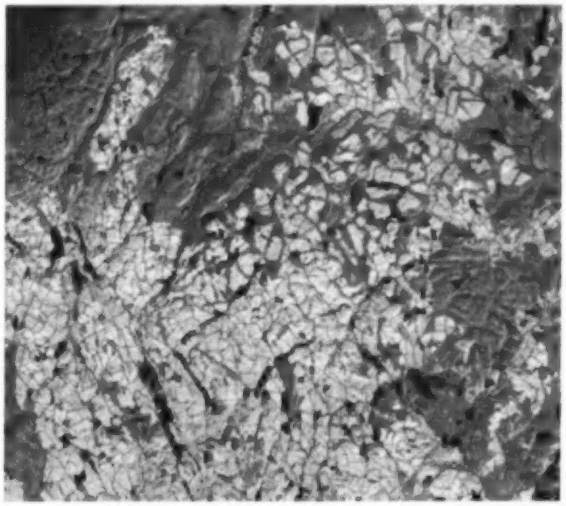
Le maintien de massifs forestiers est un enjeu important dans la pessière à mousses. La stratégie d'aménagement vise à agglomérer les coupes tout en assurant le maintien de massifs forestiers dans le temps. Cet objectif est intégré au calcul des possibilités forestières par une optimisation visant à trouver la meilleure séquence d'ouverture à la récolte des compartiments d'organisation spatiale, de manière à maximiser le volume récolté tout en respectant certaines modalités d'organisation spatiale.

Préoccupation

L'organisation spatiale des forêts a un effet déterminant sur le maintien de la biodiversité et des processus écologiques. L'organisation spatiale des forêts concerne l'arrangement des peuplements à différentes échelles de perception[1]. Dans les paysages naturels, cette organisation est modelée par le régime de perturbations naturelles spécifique au territoire (ex. : type de perturbation, fréquence, sévérité). L'aménagement forestier crée une mosaïque forestière dont les caractéristiques spatiales peuvent différer fortement de celles des paysages naturels (ex. : quantité et taille des aires en régénération, configuration de la forêt résiduelle). Selon l'ampleur de ces écarts, l'organisation spatiale peut constituer un enjeu écosystémique important dans certains territoires, notamment par la fragmentation de l'habitat de certaines espèces. Les enjeux peuvent également être sociaux (ex. : acceptabilité sociale des pratiques, accès au territoire) ou économiques (ex. : coûts liés au réseau routier, à la récolte et au transport).

Le maintien de massifs forestiers[2] constitue un enjeu important dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousses. La matrice forestière naturelle y est généralement constituée de forêts mûres au sein desquelles sont enclavées des aires en régénération de tailles variées[3]. Dans les territoires aménagés, la juxtaposition d'aires de coupes totales peut créer de vastes aires en régénération[4]. Les forêts mûres y sont présentes essentiellement sous forme de forêts résiduelles de petites superficies et peu de massifs forestiers non fragmentés subsistent. La coupe mosaïque pratiquée au cours des dernières années génère une plus forte quantité de forêts résiduelles que les anciennes agglomérations de coupes, mais cause une plus grande dispersion des interventions. Ceci accentue la fragmentation des paysages forestiers (ex. : habitats morcelés, plus de chemins) et augmente les coûts de récolte.

Les forêts résiduelles enclavées dans des agglomérations de coupes peuvent être insuffisantes pour maintenir les espèces associées aux forêts mûres. Dans les forêts brûlées, les peuplements intacts ou partiellement brûlés représentent en moyenne 40 % de la superficie perturbée[5]. Bien qu'un pourcentage similaire puisse être observé dans les secteurs aménagés, ces forêts résiduelles peuvent différer



Source : Groupe Système Forêt (Mosaïque Landsat 2011)

Figure 1. Exemple d'agglomérations de coupes et de massifs forestiers dans la pessière à mousses.

[1] Jetté et al. (2012a).
[2] Un massif forestier est une aire forestière de plusieurs kilomètres carrés d'un seul tenant qui est représentative du territoire, tant de sa portion productive que non productive (MRN – Glossaire forestier).
[3] Belleau et al. (2007), Perron et al. (2008).
[4] Leboeuf (2004), Perron et al. (2008).
[5] Chabot et al. (2009).

fortement quant à leurs caractéristiques spatiales[6]. Les lisières boisées riveraines et les séparateurs de coupes offrent peu de forêt d'intérieur[7] et une faible connectivité aux massifs forestiers. Celles-ci peuvent servir d'habitat aux espèces plus généralistes ou à petits domaines vitaux, mais elles sont souvent inadéquates pour celles associées aux forêts d'intérieur, à grands domaines vitaux ou sensibles à la fragmentation du paysage[8]. De plus, une récolte hâtive de la forêt résiduelle (ex. : lorsque la régénération des parterres de coupe atteint 3 m) élimine temporairement les habitats résiduels requis par ces espèces dans les agglomérations de coupes[9].

Les massifs forestiers maintiennent davantage les espèces à grands domaines vitaux ou sensibles à la fragmentation des forêts[10]. Les populations de ces espèces sont généralement plus abondantes et ont un taux de croissance supérieur (ex. : meilleur succès reproducteur, meilleure survie) dans les grands massifs forestiers que dans les habitats fragmentés[11]. Les massifs constituent ainsi des habitats « sources » qui contribuent à maintenir certaines populations dans les forêts résiduelles des secteurs récoltés, à condition que celles-ci soient à proximité des massifs[12].

Aménagement forestier

Objectif

Dans le domaine de la pessière à mousses, l'objectif consiste à maintenir dans le temps des massifs forestiers de grande taille, peu fragmentés et bien répartis dans l'unité d'aménagement[13]. Pour ce faire, l'approche consiste à agglomérer les coupes afin de concentrer les interventions forestières et ainsi assurer le maintien et le recrutement de massifs forestiers dans le temps[14] (encadrés 1 et 2). Les agglomérations de coupes doivent présenter des caractéristiques semblables à celles des paysages brûlés en ce qui a trait à la forêt résiduelle (ex. : quantité, composition, configuration, répartition)[15].

Cet objectif est en lien avec celui sur la structure d'âge, pour lequel des cibles de stades de développement sont appliqués, pour la pessière, à l'échelle d'unités territoriales d'analyse (UTA), ce qui constitue un premier niveau de répartition spatiale des peuplements. Le nombre et les caractéristiques des massifs à maintenir dans le temps sont établis en fonction de la structure d'âge naturelle des forêts; dans les régions où les cycles de feu sont longs, la superficie en massifs forestiers sera plus élevée et ceux-ci devraient être composés d'une plus forte proportion de vieilles forêts.

Les plans d'aménagement pour le caribou forestier sont également basés sur le maintien de massifs forestiers (i.e. massifs de protection) et sur une récolte par agglomération de coupes (i.e. massifs de remplacement). Cependant, ceux-ci font l'objet d'une planification particulière qui n'est pas traitée dans le présent fascicule[16].

Encadré 1. Aménagement écosystémique

- Dans le domaine de la pessière à mousses, la matrice forestière naturelle est essentiellement constituée de forêts mûres au sein desquelles sont enclavées des aires en régénération de tailles variées.
- Dans les paysages aménagés, les agglomérations de coupes sont souvent juxtaposées, ce qui crée de vastes aires en régénération[17]. Les forêts mûres sont essentiellement constituées de forêts résiduelles dans les agglomérations de coupes et les massifs forestiers non fragmentés y sont plus rares.
- L'approche écosystémique vise à réduire les écarts entre les effets produits par les perturbations naturelles et ceux engendrés par la récolte. Ainsi, l'aménagement doit permettre de maintenir une quantité suffisante de massifs forestiers non fragmentés. De plus, les forêts résiduelles dans les agglomérations de coupes devraient présenter des caractéristiques spatiales se rapprochant de celles des forêts résiduelles après feu.

Moyens d'aménagement

À l'échelle du paysage, la récolte est planifiée de manière à maintenir un nombre suffisant de massifs bien répartis sur le territoire. L'approche d'aménagement repose sur la délimitation de massifs forestiers et d'agglomérations de coupes en compartiments d'organisation spatiale (COS). Un massif forestier est un COS dont la superficie forestière productive est constituée à 70 % et plus de peuplements de 7 m et plus de hauteur.

6 Perron et al. (2008).
7 Boucher et al. (2011), Seto et al. (2012a). Une forêt d'intérieur est constituée de peuplements à l'abri de l'influence de la bordure de la coupe. Une distance d'environ 50 m de la coupe permet généralement de maintenir les conditions d'habitat adéquates pour les espèces associées à la forêt d'intérieur.
8 Drolet et al. (1999), Hannon et al. (2002), Boulet et al. (2003).
9 Drapeau et Imbeau (2006), Schieck et Song (2006).
10 Drolet et al. (1999), Potvin et al. (2000), Leboeuf (2004).
11 Donovan et al. (1995), Drapeau et al. (2009).
12 Donovan et al. (1995), Kouki et Väänänen (2000), Leboeuf (2004).
13 Une approche différente d'organisation spatiale des forêts est appliquée pour le territoire de la pessière couvert par l'entente de la *Paix des Braves*. Se référer au fascicule 4.17 – Cris.
14 Se référer à Jetté et al. (2012a, b) pour plus d'information.
15 Se référer à Seto et al. (2012a) pour plus d'information.
16 Se référer au fascicule 4.8 – Caribou des bois.
17 Leboeuf (2004), Perron et al. (2008).

> **Encadré 2. Engagements gouvernementaux**
>
> Projet de Stratégie d'aménagement durable des forêts[18]
>
> - La Stratégie prévoit l'application d'un modèle de répartition des interventions forestières qui s'inspire de la forêt naturelle.
>
> Plans d'aménagement forestier intégré[19]
>
> - Pour le domaine de la pessière à mousses, l'objectif consiste à maintenir de grands massifs forestiers représentatifs de la forêt boréale à l'échelle du paysage. Il vise également le maintien de legs biologiques et d'une forêt résiduelle bien distribuée.
> - Cette approche est appliquée à l'ensemble du domaine de la pessière à mousses, à l'exception du territoire couvert par l'entente de la *Paix des Braves*.
> - Pour les domaines de la sapinière et de l'érablière, des travaux sont en cours ou seront réalisés afin d'élaborer et, éventuellement, d'appliquer des modèles de répartition des interventions forestières adaptés à ces domaines.
>
> Futur règlement d'aménagement durable des forêts[18]
>
> **Domaine de la pessière à mousses**
>
> - Les interventions forestières sont réalisées sur la base d'une approche comprenant des agglomérations de coupes et des massifs forestiers.
> - Les agglomérations de coupes sont des territoires situés dans une unité d'aménagement et dans lesquels sont concentrées des aires de coupe accompagnées ou non de zones de perturbations naturelles récentes. Elles doivent être de forme variable et avoir une superficie de 30 à 150 km^2; elles peuvent toutefois atteindre jusqu'à 250 km^2 de superficie dans l'habitat du caribou des bois, écotype forestier.
> - Un minimum de 30 % de la superficie forestière productive en peuplements forestiers résiduels de 7 m et plus de hauteur doit être maintenu en tout temps dans une agglomération de coupes où la récolte d'arbres est réalisée et cette superficie doit être bien répartie dans l'agglomération.
> - Les massifs forestiers sont des aires forestières d'au moins 30 km^2 dans lesquels la forêt productive est constituée à plus de 70 % de peuplements forestiers de 7 m et plus de hauteur, bien répartis sur le territoire.
> - Un plan de gestion des massifs forestiers doit être produit afin de s'assurer d'une quantité suffisante de massifs forestiers et de leur répartition adéquate à l'échelle de l'unité d'aménagement.
>
> **Domaines de la sapinière et de l'érablière**
>
> - Les modalités du Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État (RNI) sur la répartition des interventions forestières et de la forêt résiduelle sont reconduites. Celles-ci touchent notamment à la taille maximale des aires de coupe (art. 74), au maintien des lisières boisées entre les aires en régénération (art. 75 et 77) et à l'application de la coupe en mosaïque (art. 79 à 79.8).

Compartiments d'organisation spatiale

Les COS sont des subdivisions de l'unité d'aménagement d'une taille supérieure à 30 km^2 et relativement homogènes quant à l'âge et à la composition des peuplements. Cette taille de massifs serait suffisamment grande pour maintenir la plupart des espèces sensibles à la fragmentation[20]. Afin de refléter la taille des superficies perturbées naturellement tout en demeurant socialement acceptables, trois classes de taille de COS sont définies[21], soit 30 à 70, 70 à 110 et 110 à 150 km^2. Chaque classe présente généralement un nombre équivalent de COS.

Les modes d'intervention diffèrent selon le type de COS :

- COS *standard* – Ces COS sont aménagés par agglomérations de coupes. Les peuplements y sont récoltés en deux passages. Lors du premier passage, un maximum de 70 % de la superficie forestière productive est récoltée sur une période d'environ 10 ans. Les peuplements maintenus lors du premier passage (minimum de 30 %) peuvent être récoltés lorsqu'une superficie équivalente en peuplements de 7 m et plus de hauteur est présente dans l'agglomération.

  Le seuil de 30 % de forêt résiduelle dans les agglomérations de coupes s'inspire de la proportion moyenne observée dans les paysages touchés par le feu[22]. Afin que la forêt résiduelle puisse remplir toutes ses fonctions[23], plusieurs modalités quant à la configuration, la composition et la répartition sont appliquées lors de la planification opérationnelle[24].

  Les traitements sylvicoles privilégiés dans les COS *standards* sont les coupes à fort prélèvement (ex. : coupes totales, coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM)). Un maximum de coupes à rétention variable[25] devraient être réalisées, en utilisant la CPPTM à son plein potentiel[26].
- COS *massif de forêts pérennes aménagé* – La récolte dans ces massifs vise à maintenir en permanence, ou pour une durée déterminée, les caractéristiques d'un massif forestier (minimum de 70 % de peuplements de 7 m et plus de hauteur) tout en permettant la récolte. Ces massifs permettent de maintenir une ambiance forestière à des endroits d'intérêt pour plusieurs utilisateurs du milieu forestier.

[18] MRNF (2010).
[19] Jetté et al. (2012a, b).

[20] Robbins et al. (1989), Watt et al. (1996), Kouki et Väänänen (2000).
[21] Dans le cadre des plans d'aménagement de l'habitat du caribou forestier, les COS d'une superficie de 150 à 250 km^2 sont autorisés (ceux-ci sont comptabilisés dans la classe 110 à 150 km^2).
[22] Chabot et al. (2009).
[23] Par exemple, refuges et foyers de recolonisation pour la faune et la flore, maintien de la qualité visuelle des paysages, atténuation des effets négatifs de la coupe sur le régime hydrique, rentabilisation de la récolte, réduction des pertes par chablis.
[24] Se référer à Seto et al. (2012a) pour plus d'information.
[25] Les coupes à rétention variable incluent les traitements qui laissent entre 5 et 25 % de la superficie ou de la surface terrière du peuplement, dont une quantité variable en tiges marchandes. Les coupes à rétention variable permettent, entre autres, de maintenir la qualité de certains habitats fauniques, d'atténuer les effets de la récolte sur la qualité visuelle des paysages et sur le régime hydrique, de reproduire des attributs clés de la forêt naturelle (ex. : bois mort) et de favoriser un retour plus rapide du couvert forestier (Jetté et al. 2012b).
[26] Selon Seto et al. (2012a), au moins 20 % des coupes devraient être constituées de CPPTM. La quantité de CPPTM réalisable peut cependant être limitée par la quantité de peuplements admissibles au traitement (ex. : peuplements de structure irrégulière).

La récolte consiste essentiellement en des coupes partielles qui maintiennent le couvert (ex. : coupe progressive irrégulière) ou en des assiettes de coupes de taille limitée[27]. La concentration des coupes partielles permet de minimiser les coûts associés à ce type de récolte. Compte tenu des incertitudes quant aux effets de ces traitements sur le plan de la biodiversité (ex. : raréfaction potentielle des arbres de fortes dimensions), une certaine proportion de la superficie productive du massif devrait être constituée de peuplements de 7 m et plus de hauteur n'ayant pas été traités récemment par une coupe partielle[28].

- COS *aire protégée* – Les aires protégées sont considérées comme des massifs en tout temps (lorsque qu'un minimum de 70 % du COS est composé de peuplements de 7 m et plus de hauteur).

Répartition des massifs et des agglomérations de coupes

Les massifs forestiers doivent être répartis de manière à assurer une connectivité à l'échelle de l'unité d'aménagement. Les aires en régénération ne doivent pas être trop éloignées des massifs forestiers de manière à favoriser leur recolonisation par la faune et la flore[29]. À cette fin, certains massifs forestiers « névralgiques » sont identifiés et peuvent faire l'objet d'actions particulières afin de maintenir une bonne connectivité dans le territoire (ex. : exclusion de la récolte pour une durée déterminée). La juxtaposition de COS *standards* en régénération doit également être évitée de manière à ne pas créer de grandes aires en régénération[30].

Indicateurs forestiers

Deux indicateurs s'appliquant à deux échelles spatiales distinctes peuvent être utilisés :

- pourcentage de forêt résiduelle par COS – Dans un COS *standard*, les peuplements forestiers de 7 m et plus de hauteur doivent représenter au moins 30 % de la superficie forestière productive en tout temps de. Ce pourcentage est d'au moins 70 % pour un COS *massif de forêts pérennes aménagé*.
- pourcentage du territoire en massifs forestiers – Cet indicateur permet de mesurer le pourcentage de la superficie forestière de l'unité d'aménagement, dans la portion située en pessière, qui est maintenu en massifs.

Intégration au calcul

L'approche d'organisation spatiale en pessière est intégrée au calcul des possibilités forestières par l'application d'un calendrier optimal d'ouverture et de fermeture des COS à la récolte qui permet de maximiser le volume récolté tout en respectant les principales modalités relatives à l'agglomération des coupes et au maintien de massifs forestiers. Cette approche de spatialisation se fait à l'étape de l'optimisation; aucune spatialisation avec STANLEY n'est réalisée pour le domaine de la pessière[31].

Certaines modalités concernant la répartition des massifs, la juxtaposition des COS en régénération ou les caractéristiques de la forêt résiduelle ne sont pas intégrées directement dans le calcul, étant donné les limites des outils utilisés et leur échelle plus opérationnelle d'application. Des ajustements au calendrier sont néanmoins possibles afin de tenir compte indirectement de certaines problématiques de répartition spatiale des massifs forestiers et des agglomérations de coupes.

La prise en considération de cet objectif dans le calcul des possibilités forestières se fait aux étapes suivantes :

✓	**Cartographie**
	Strates d'aménagement
	Stratégie sylvicole
	Évolution des strates
✓	**Variables de suivi**
✓	**Optimisation**
	Spatialisation avec STANLEY

Cartographie

La délimitation des COS est intégrée à la carte CFET-BFEC pour toute la portion du territoire des unités d'aménagement localisé dans le domaine de la pessière[32], à l'exception du territoire couvert par l'entente de la *Paix des Braves*[33].

---

[27] Seto et al. (2012b).

[28] Selon Seto et al. (2012a), au moins 25 % de la superficie productive du massif devrait être constitué de peuplements de 7 m et plus de hauteur n'ayant pas été traités récemment par une coupe partielle (depuis au moins 25 ans).

[29] Kouki et Väännänen (2000), Leboeuf (2004). Une méthode d'analyse de la « *zone d'influence* » est utilisée afin de déterminer la proportion des aires en régénération qui se situe à moins de 10 km des massifs (Jetté et al. 2012a).

[30] Jetté et al. (2012a). Un COS en régénération est défini comme un COS dont plus de 50 % de la superficie forestière est constitué de peuplements en régénération (moins de 20 ans). Ces COS doivent être juxtaposés sur moins de 25 % de leur périmètre.

[31] Se référer au fascicule 2.7 – Spatialisation avec STANLEY pour plus d'information sur la spatialisation dans les autres domaines bioclimatiques.

[32] La délimitation des COS dans la carte CFET-BFEC peut différer de celle retenue pour la préparation des plans d'aménagement forestier intégré. Dans de tels cas, une correspondance a été réalisée entre les COS des plans d'aménagement et ceux utilisés au calcul.

[33] Se référer au fascicule 4.17 – Cris.

Variables de suivi

Deux indicateurs relatifs à l'organisation spatiale peuvent être suivis à long terme dans le cadre du calcul :

- pourcentage de la superficie forestière productive d'un COS constitué de strates d'aménagement de 7 m et plus de hauteur – Cet indicateur permet de vérifier qu'un minimum de 30 % est maintenu en tout temps, tel que spécifié par le futur règlement d'aménagement durable des forêts. Il permet également de s'assurer que les COS *massif de forêts pérennes aménagé* conservent en tout temps au moins 70 % de strates de 7 m et plus de hauteur.
- pourcentage de la superficie totale de l'unité d'aménagement (portion pessière) en massifs forestiers – Cet indicateur permet de faire le portrait des COS (*standard, massif de forêts pérennes aménagé ou aire protégée*) qui sont constitués d'au moins 70 % de strates de 7 m et plus de hauteur.

Optimisation

La détermination du calendrier d'ouverture et de fermeture à la récolte des COS standards se fait en deux étapes (encadré 3). La première consiste à réaliser une optimisation qui concentre la récolte à l'échelle des COS, selon des critères prédéfinis. La deuxième consiste à ajuster le calendrier de récolte obtenu afin de respecter certaines règles d'organisation spatiale. Les COS *massif de forêts pérennes aménagé* ainsi que la portion du territoire située en sapinière sont ouverts à la récolte en tout temps[34]. Une fois défini, le calendrier d'ouverture et de fermeture des COS est intégré sous forme de critères d'admissibilité dans une seconde optimisation.

Optimisation par aires d'analyse

L'optimisation par aires d'analyse[35] maximise le volume récolté[36] tout en concentrant la récolte dans le temps et l'espace selon des critères définis[37]. Selon cette fonctionnalité, la récolte est permise dans un COS *standard* seulement si un pourcentage minimum de sa superficie est admissible à la récolte (ex. : 20 %). Ceci permet d'éviter la récolte de peuplements épars et de concentrer la récolte dans un nombre restreint de COS. Une contrainte est appliquée afin de maintenir 30 % de strates de 7 m et plus de hauteur par COS *standard*. Cette optimisation permet d'identifier les périodes où une superficie maximale de chaque COS peut être récoltée.

L'admissibilité de certains COS à la récolte peut être imposée dès le départ lors de l'optimisation par aires d'analyse[38], sur la base de différentes analyses spatiales. La première de ces analyses consiste à examiner la répartition des massifs forestiers de manière à identifier les massifs névralgiques qui devront être exclus pendant une durée déterminée (analyse de la zone d'influence). La seconde analyse permet de définir, sur la base des proportions de peuplements de 7 m et plus de hauteur et de peuplements matures, à quel moment du cycle de récolte (premier ou deuxième passage de récolte) se situe un COS *standard*[39]. La dernière analyse consiste à identifier les risques de juxtaposition de deux COS en régénération. De plus, les massifs de protection et de remplacement des plans d'aménagement du caribou forestier font l'objet d'un calendrier prédéfini qui est imposé dès le départ lors de l'optimisation par aires d'analyse[40].

Ajustement du calendrier

Les résultats de l'optimisation par aires d'analyse (calendrier optimisé) sont utilisés afin de définir un calendrier d'ouverture et de fermeture des COS qui maximise la récolte tout en prenant en considération les règles d'organisation spatiale relatives au premier et deuxième passage de récolte. Un moment optimal pour la réalisation de la première récolte, sur deux périodes consécutives, est défini pour chaque COS sur la base de certains critères (ex. : superficie maximale récoltée sur deux périodes consécutives). Le moment du deuxième passage (récolte de la forêt résiduelle) est défini en fonction du temps prévu pour que la majorité de la forêt récoltée lors du premier passage ait atteint au moins 7 m de hauteur : ce délai est établi à 35 ans pour des fins de calcul (6 périodes fermées à la récolte)[41]. Après cette deuxième récolte, les COS sont ouverts à la récolte en permanence[42].

Le calendrier peut également être ajusté en fonction des résultats d'analyses post optimisation. Par exemple, une analyse visuelle peut être menée afin d'éviter la récolte de deux COS voisins à la même période (règles de

---

[34] Une contrainte est cependant appliquée afin de s'assurer du maintien de strates de 7 m et plus de hauteur en tout temps (70 % pour les COS *massif de forêts pérennes aménagé* et 30 % par unité territoriale d'analyse (UTR) pour la portion sapinière).
[35] Référe à « AAunits » dans WOODSTOCK.
[36] Tel que défini par la *fonction objectif*, se référer au fascicule 2.6 – Optimisation.
[37] La fonctionnalité des aires d'analyse est appliquée sur les 20 premières périodes, soit un horizon de 100 ans.
[38] Ces informations sont fournies par les opérations régionales.
[39] Dans certains cas, les COS doivent être ouverts initialement à la récolte pour régulariser leur structure forestière, soit en finalisant une première passe ou en réalisant une deuxième passe qui consiste à récolter leur forêt résiduelle (blocs équivalents ou séparateurs). Cette phase devrait être réalisée dans les 6 premières périodes du calcul.
[40] Se référer au fascicule 4.8 – Caribou des bois.
[41] Bien que le délai requis pour atteindre 7 m de hauteur puisse varier en fonction du type de forêt et de la qualité des sites, un délai unique de 35 ans a été fixé compte tenu de la plus faible variabilité de ces conditions en pessière et pour faciliter l'intégration au calcul.
[42] Cette approche est basée sur l'hypothèse que le patron de récolte après ce deuxième passage devrait se perpétuer dans le temps.

Encadré 3. Exemple de détermination du calendrier d'ouverture et de fermeture de COS *standards*

1. Optimisation par aires d'analyse

L'optimisation maximise les volumes récoltés sur l'horizon du calcul, tout en contraignant la récolte dans le temps et l'espace selon des critères définis (ex. : récolte possible dans un COS quand ≥ 20 % de sa superficie est admissible à la récolte). Les résultats obtenus permettent d'identifier pour chaque COS les périodes de récolte et les superficies récoltées (ha). Dans l'exemple ci-dessous, le COS 1 est récolté aux périodes 7 et 8 alors que le COS 2, aux périodes 9, 10 et 11. Une contrainte est appliquée afin de maintenir 30 % de forêt résiduelle de 7 m et plus de hauteur en tout temps.

Extrait d'un calendrier de récolte issu du rapport sommaire des aires d'analyse

COS	Période (5 ans)																				
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	…
1	0	0	0	0	0	0	1540	2440	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
2	0	0	0	0	0	0	0	0	740	1870	3670	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
…																					

2. Ajustement du calendrier

Les résultats de l'optimisation par aires d'analyse sont utilisés afin de définir le calendrier d'ouverture (sur 2 périodes consécutives) et de fermeture de chaque COS, qui respecte les modalités d'organisation spatiale. Dans l'exemple ci-dessous, les « 1 » indiquent les périodes où le COS est ouvert à la récolte. Dans le cas du COS 2, un choix est fait afin d'effectuer la première récolte sur deux périodes consécutives (choix basé sur la superficie maximale cumulative sur deux périodes). Dans cet exemple, les périodes 10 et 11 sont retenues. Pour la récolte de la forêt résiduelle, un délai de 35 ans (6 périodes) est fixé afin qu'une superficie équivalente de strates en régénération ait atteint 7 m et plus de hauteur. Après cette deuxième récolte, les COS sont ouverts à la récolte en permanence.

Extrait d'un calendrier de récolte ajusté par l'analyste

COS	Période (5 ans)																				
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	…
1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	
2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	
…																					

Ouverture aux périodes 1 et 2 pour récolter la forêt résiduelle des opérations forestières passées.

1ère récolte

2ème récolte après un délai de 35 ans

juxtaposition). Lorsque des problèmes sont constatés, la permutation d'un COS avec un autre dont la récolte était prévue à une période s'en approchant peut être réalisée afin de diminuer les problèmes de juxtaposition. Le calendrier pourrait également être ajusté pour les cas où très peu de COS sont ouverts à certaines périodes, afin d'améliorer la régularisation des volumes récoltés. Les ajustements au calendrier peuvent s'avérer plus nombreux dans le cas où le nombre de COS est relativement faible (ex. : 50 ou moins).

État des connaissances

Les effets de la fragmentation des paysages forestiers boréaux sur la persistance des populations fauniques et floristiques sont peu documentés en forêt boréale québécoise. Les études ne concernent souvent que quelques espèces, portent peu souvent sur des facteurs démographiques (ex. : succès de reproduction, dispersion) et ne couvrent généralement que quelques années. Les effets des stratégies d'organisation spatiale relatives aux massifs forestiers (ex. : taille, répartition) et aux forêts résiduelles (ex. : pourcentage, configuration) sont également peu connus et devront faire l'objet de suivis afin d'en évaluer l'efficacité. Enfin, les méthodes de calcul pour optimiser le calendrier d'ouverture et de fermeture de COS à la récolte sont récentes et certains critères et hypothèses (ex. : nombre minimal de COS requis, longueur de l'horizon de l'optimisation, ouverture des COS après le deuxième passage de récolte) devront être documentés pour en connaître les effets sur les résultats du calcul.

Références

Références citées

Belleau, A., Y. Bergeron, A. Leduc, S. Gauthier et A. Fall. 2007. Using spatially explicit simulations to explore size distribution and spacing of regenerating areas produced by wildfires: recommendations for designing harvest agglomerations for the Canadian boreal forest. Forestry Chronicle, 83(1) : 72-83.

Boucher, Y., M.-H. St-Laurent et P. Grondin. 2011. Logging-induced edge and configuration of old-growth forest remnants in the eastern North-American boreal forests. Natural Areas Journal, 31 : 300-306.

Boulet, M., M. Darveau et L. Bélanger. 2003. Nest predation and breeding activity of songbirds in riparian and nonriparian black spruce strips of central Quebec. Revue canadienne de recherche forestière, 33 : 922-930.

Chabot, M. (dir.), P. Blanchet, P. Drapeau, J. Fortin, S. Gauthier. L. Imbeau, G. Lacasse, G. Lemaire, A. Nappi, R. Quenneville et É. Thiffault. 2009. Le feu en milieu forestier. *Dans* Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Manuel de foresterie. 2e édition, ouvrage collectif, Éditions Multimondes, Québec, Qc, pp. 1037-1090.

Donovan, T.M., F.R. Thompson, J. Faaborg et J.R. Probst. 1995. Reproductive success of migratory birds in habitat sources and sinks. Conservation Biology, 9 : 1380-1395.

Drapeau, P. et L. Imbeau. 2006. Conséquences et risques potentiels inhérents à la récolte des forêts résiduelles laissées depuis 1988 au sein de grands parterres de coupe pour la faune associée aux forêts matures. Avis scientifique présenté à la Direction de l'aménagement de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue, Montréal, Qc, 35 p.

Drapeau, P., A. Leduc et Y. Bergeron. 2009. Bridging ecosystem and multiple species approaches for setting conservation targets in managed boreal landscapes. *Dans* Villard, M.-A. et B.G. Jonsson (*éditeurs*.). Setting conservation targets in managed forest landscapes. Cambridge University Press, UK, pp. 129-160.

Drolet, B., A. Desrochers et M.-J. Fortin. 1999. Effects of landscape structure on nesting songbird distribution in a harvested boreal forest. Condor, 101 : 699-704.

Hannon, S.J., C.A. Paszkowski, S. Boutin, J. DeGroot, S.E. Macdonald, M. Wheatley et B.R. Eaton. 2002. Abundance and species composition of amphibians, small mammals, and songbirds in riparian forest buffer strips of varying widths in the boreal mixedwood. Revue canadienne de recherche forestière, 32 : 1784-1800.

Jetté, J.-P., M. Leblanc, M. Bouchard, S. Déry et N. Villeneuve. 2012a. Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie I – Analyse des enjeux, version 1.1 (document de travail). Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, Québec, Qc, 159 p.

Jetté, J.-P., M. Leblanc, M. Bouchard, S. Déry et N. Villeneuve. 2012b. Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie II – Élaboration de solutions aux enjeux, version 1.2 (document de travail). Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, Québec, Qc, 167 p.

Kouki, J. et A. Väänänen. 2000. Impoverishment of resident old-growth forest bird assemblages along an isolation gradient of protected areas in eastern Finland. Ornis Fennica, 77(4) : 145-154.

Leboeuf, M. 2004. Effets de la fragmentation générée par les coupes en pessière noire à mousses sur huit espèces d'oiseaux de forêt mature. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal, Qc, 111 p.

MRNF. 2010b. Consultation sur l'aménagement durable des forêts du Québec : document de consultation publique – Stratégie d'aménagement durable des forêts et modalités proposées pour le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts. Gouvernement du Québec, Québec, Qc, 104 p. http://consultation-adf.mrn.gouv.qc.ca/pdf/document-consultation-adf.pdf (consulté le 29 juillet 2013)

MRN – Glossaire forestier http://glossaire-forestier.mrn.gouv.qc.ca/Liste.aspx (consulté le 25 juillet 2013).

Perron, N., L. Bélanger et M.-A. Vaillancourt. 2008. Organisation spatiale des peuplements et de la forêt résiduelle sous régimes de feu et de coupes. *Dans* Gauthier, S. et al. (*éditeurs*). Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Montréal, Qc, pp. 137-163.

Potvin, F., L. Bélanger et K. Lowell. 2000. Marten habitat selection in a clearcut boreal landscape. Conervation Biology, 14(3) : 844-857.

Robbins, C.S., D.K. Dawson et B.A. Dowell. 1989. Habitat area requirements of breeding forest birds of the Middle Atlantic States. Wildlife Monographs, 103 : 3-34.

Schieck, J. et S.J. Song. 2006. Changes in bird communities throughout succession following fire and harvest in boreal forests of western North America: literature review and meta-analyses. Revue canadienne de recherche forestière, 36 : 1299-1318.

Seto, M., C. Paquet, M. Bouchard, S. Déry, B. Pouliot et J. Pâquet. 2012a. Préparation du volet opérationnel des plans d'aménagement forestier intégré – Répartition des interventions forestières dans la pessière à mousses, version 1.2. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, Québec, Qc, 82 p.

Seto, M., C. Paquet, M. Cheveau, M. Vachon, S. Méthot, J. Garet, F. Bujold, M. Leblanc et J.-P. Jetté. 2012b. Préparation des volets tactique et opérationnel des plans d'aménagement forestier intégré – Planification des massifs de forêts pérennes aménagés dans la pessière à mousses, version 1.0. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, Québec, Qc, 44 p.

Watt, W.R., J.A. Baker, D.M. Hogg, J.G. MacNicol et B.J. Naylor. 1996. Forest management guidelines for the provision of Marten habitat. Version 1.0. Ontario Ministry of Natural Resources, Forest Management Branch, Forest Program Development Section, Sault-Sainte-Marie, Ont., 24 p.

Lectures suggérées

Jetté, J.-P., M. Leblanc, M. Bouchard, S. Déry et N. Villeneuve. 2012. Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie I – Analyse des enjeux, version 1.1 (document de travail). Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, Québec, Qc, 159 p.

Perron, N., L. Bélanger et M.-A. Vaillancourt. 2008. Organisation spatiale des peuplements et de la forêt résiduelle sous régimes de feu et de coupes. *Dans* Gauthier, S. et al. (*éditeurs*). Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Montréal, Qc, pp. 137-163.

Rédaction : Antoine Nappi, biol., Ph.D.
Collaboration : Claude Fortin, ing.f. (BFEC) et Harold Simard, tech.f. (BFEC).
Révision : Mathieu Bouchard, ing.f., Ph.D. (MRN), Bruno Cournoyer, ing.f. (BFEC), Jérôme Garet, ing.f., M.Sc. (BFEC), Simon Guay, ing.f. (BFEC), Gaétan Laberge, ing.f., M.Sc. (DGR), Pierre Morin, ing.f. (MRN), Martin Seto, ing.f., M.Sc. (MRN) et Adrian Spatacean, ing.f., M.Sc. (BFEC).

Référence à citer : Nappi, A. 2013. Organisation spatiale en pessière. Fascicule 4.5. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 149-155.

4.6 Habitats fauniques

Crédit photo : Sylvain Chouinard

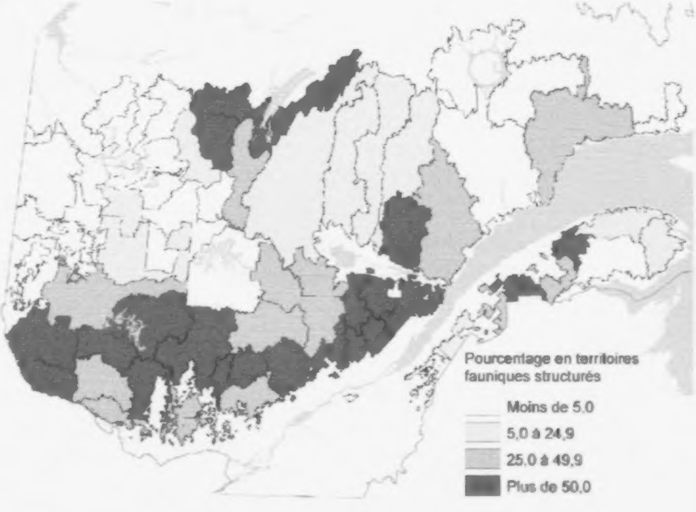
L'exclusion de sites à la récolte forestière ou l'application de modalités particulières d'aménagement contribuent à maintenir la qualité de certains habitats fauniques. Ces modalités peuvent être intégrées au calcul des possibilités forestières afin de répondre à des objectifs de conservation et de mise en valeur de la faune. De plus, des indicateurs fauniques (ex. : modèles de qualité d'habitat) sont disponibles afin d'évaluer, à long terme, la qualité de l'habitat de certaines espèces.

Préoccupation

L'aménagement forestier modifie la qualité de l'habitat[1] des espèces fauniques forestières[2]. Ces modifications concernent principalement la composition et la structure d'âge des peuplements (ex. : quantité de vieilles forêts ou de forêts résineuses), la raréfaction d'attributs d'habitat essentiels à certaines espèces (ex. : arbres vivants de gros diamètre, bois mort) ou la répartition des habitats dans le temps et l'espace. Les interventions forestières sont également susceptibles de déranger certaines espèces à des périodes critiques de leur cycle vital (ex. : période de reproduction).

Plusieurs espèces forestières sont en situation précaire ou sont sensibles aux effets de l'aménagement forestier. La liste québécoise des espèces menacées ou vulnérables[3] comprend 44 espèces fauniques associées au milieu forestier[4]. Ces espèces sont touchées négativement par la perte d'habitat (ex. : étalement du milieu agricole ou urbain) ainsi que par le dérangement ou les modifications d'habitat causés par l'aménagement forestier. En forêt publique, l'habitat de certaines de ces espèces est protégé légalement ou en vertu d'une entente administrative[5]. Plusieurs autres espèces, même si elles ne sont pas en situation précaire, sont sensibles à la modification des écosystèmes forestiers[6] (« espèces sensibles »).

Le maintien d'habitats de bonne qualité pour les espèces d'intérêt socio-économique[7] est important, notamment dans les territoires fauniques structurés (figure 1). Pour des espèces telles que l'orignal, une trop



Source : Compilation du Bureau du forestier en chef

Figure 1. Pourcentage des unités d'aménagement en territoires fauniques structurés[8].

[1] Un habitat de qualité contient les éléments essentiels aux besoins fondamentaux d'une espèce (ex. : abri, nourriture, reproduction) et doit permettre le maintien d'un nombre suffisant d'individus pour assurer la persistance de l'espèce. L'utilisation de plusieurs milieux au cours des saisons (ex. : reproduction, déplacement, hivernage), bien répartis à l'échelle du domaine vital, est souvent nécessaire.

[2] Au Québec, la faune inclut 653 espèces de vertébrés et environ 30 000 espèces d'invertébrés. Environ 64 % des espèces de vertébrés sont forestières. Une espèce est dite « forestière » si elle utilise ou fréquente le milieu forestier (incluant les lacs et les cours d'eau en milieu forestier) à un moment de leur cycle vital pour combler leurs besoins (Bureau du forestier en chef 2010).

[3] MRN – Liste des espèces désignées menacées ou vulnérables au Québec. La liste comprend 38 espèces désignées menacées ou vulnérables et 115 espèces susceptibles d'être ainsi désignées.

[4] MRN – INDI – Protection des espèces fauniques.

[5] MRN – Entente administrative sur la protection des espèces menacées ou vulnérables.

[6] Imbeau et al. (2001), Drapeau et al. (2009), Rompré et al. (2010).

[7] Espèce faunique ayant une valeur sociale, culturelle ou économique en raison des activités qu'elle génère ou de la place qu'elle occupe dans le patrimoine collectif. Les espèces fauniques d'intérêt socio-économique peuvent faire l'objet d'activités de récolte (ex. : chasse, pêche, piégeage) ou d'observation.

[8] Les TFS considérés pour le portrait sont les réserves fauniques, les zecs et les pourvoiries à droits exclusifs.

forte concentration de coupes diminue localement et à court terme la qualité de l'habitat et la densité des populations, ce qui peut réduire le succès de chasse et la qualité de l'expérience[9]. Des traitements sylvicoles peuvent également diminuer temporairement la qualité de certains habitats. Par exemple, les traitements d'éducation (ex. : éclaircie précommerciale), lorsqu'appliqués à grande échelle et systématiquement, diminuent la quantité de jeunes peuplements denses recherchés par plusieurs espèces telles que le lièvre d'Amérique, le tétras du Canada ou la gélinotte huppée[10]. Dans un cadre de gestion intégrée des ressources, le maintien d'habitats fauniques de qualité s'avère important sur l'ensemble du territoire forestier. De plus, des préoccupations particulières s'appliquent à certaines portions du territoire. Dans les territoires fauniques structurés (TFS) par exemple, les conditions forestières doivent permettre de satisfaire la clientèle dont la qualité de l'expérience en forêt dépend non seulement de la récolte faunique (ex. : chasse), mais également de la qualité visuelle du paysage[11].

Aménagement forestier

Objectif

L'aménagement écosystémique vise à maintenir la biodiversité et la viabilité des écosystèmes, en conservant les principaux attributs et processus des forêts naturelles. En répondant aux principaux enjeux écologiques, plusieurs objectifs d'aménagement contribuent à maintenir des habitats de qualité pour bon nombre d'espèces fauniques (encadré 1). Ces objectifs touchent, entre autres, à la structure d'âge (ex. : maintien de vieilles forêts), à la composition forestière (ex. : maintien de la proportion des différents types de couvert), à la protection des milieux aquatiques (ex. : limiter la coupe dans certains bassins versants) ou à la répartition spatiale des coupes (ex. : maintien de massifs forestiers)[12]. Cependant, ceci peut s'avérer insuffisant et des mesures d'aménagement additionnelles peuvent être nécessaires afin de répondre aux exigences particulières de certaines espèces fauniques.

Tel que prévu par le projet de la Stratégie d'aménagement durable des forêts (SADF), des objectifs spécifiques aux préoccupations fauniques peuvent être intégrés à la planification forestière (encadré 2). Ces objectifs visent à maintenir la qualité de l'habitat pour des espèces en situation précaire, sensibles à l'aménagement forestier ou d'intérêt socio-économique ainsi qu'à maintenir la qualité visuelle et l'ambiance des territoires à vocation faunique.

Encadré 1. Aménagement écosystémique

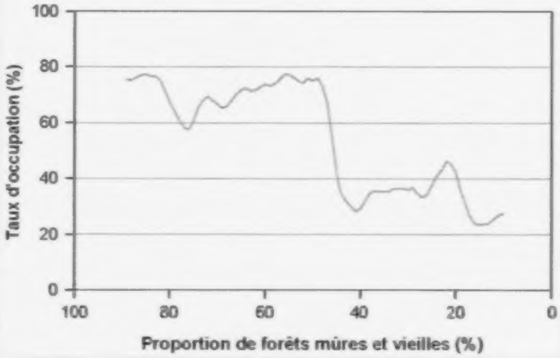
Certaines espèces fauniques sont particulièrement sensibles à la modification d'attributs forestiers (ex. : diminution de vieilles forêts, raréfaction du bois mort, perte de connectivité).

L'aménagement écosystémique vise à atténuer les écarts entre les principaux attributs des forêts naturelles et ceux des forêts aménagées. Des seuils sont appliqués pour certains attributs, ce qui favorise le maintien d'espèces sensibles (concept de filtre brut).

Afin de garantir le maintien de la biodiversité, ces seuils doivent permettre de maintenir les espèces les plus exigeantes en matière d'habitat (i.e. espèces « focales »[13]). Ces seuils peuvent être validés en examinant la réponse des espèces focales à différents niveaux d'altération de leur habitat.

Exemple de la grive à dos olive

La figure ci-dessous illustre la réponse de la grive à dos olive, une espèce associée aux forêts mûres et vieilles, en relation à une diminution de la proportion de ce type d'habitat dans un territoire aménagé en pessière à mousses (Abitibi). Dans cet exemple, le taux d'occupation de la grive chute fortement lorsque la proportion est en deçà de 50 %.



Source : Adapté de Drapeau et al. (2009)

[9] Hénault et al. (1999), Courtois et al. (2001), Jacqmain et al. (2008).
[10] Comité consultatif scientifique du Manuel d'aménagement forestier (2002), Samson et al. (2002), Blanchette et al. (2003), Bujold (2004), Jacqmain et al. (2008), Lycke et al. (2011), Bois et al. (2012). Se référer à Jetté et al. (2012) pour l'analyse de l'enjeu de la simplification et de l'uniformisation de la forêt de seconde venue.
[11] Courtois et al. (2001).
[12] Se référer aux autres fascicules du chapitre 4 pour plus d'information sur ces objectifs et leur intégration au calcul.
[13] Lambeck (1997). Dans un groupe d'espèces sensibles à l'aménagement forestier, l'espèce « focale » est celle qui est la plus exigeante relativement à un facteur limitatif (ex. : superficie d'habitat, capacité de dispersion). Cette espèce devient la référence pour l'identification des attributs écologiques (et des seuils) que l'aménagement forestier doit permettre de maintenir.

Encadré 2. Engagements gouvernementaux

Projet de Stratégie d'aménagement durable des forêts[14]

- Selon la stratégie, l'aménagement forestier doit assurer la conservation des écosystèmes et le maintien de leur diversité biologique, en applicant l'aménagement écosystémique.
- Les exigences particulières de certaines espèces doivent être prises en considération lors de l'élaboration des plans d'aménagement forestier intégré (PAFI), notamment par l'intégration dans les PAFI des modalités d'intervention pour le maintien de l'habitat des espèces menacées ou vulnérables, les aires de confinement du cerf de Virginie et les sites fauniques d'intérêt.
- L'aménagement forestier doit favoriser le développement des produits récréotouristiques (ex. : chasse, pêche, observation) des territoires fauniques structurés, notamment par le maintien d'un couvert forestier qui permet d'assurer la qualité de l'expérience vécue en forêt et la qualité des habitats pour les espèces recherchées par la clientèle de ces territoires.
- La stratégie prévoit également la mise en place d'un suivi d'espèces sensibles à l'aménagement forestier et l'utilisation de modèles de qualité d'habitat (MQH) pour certaines espèces cibles (sensibles et d'intérêt socio-énomomique).

Futur règlement d'aménagement durable des forêts[14]

Habitats fauniques

- Plusieurs modalités sont prévues pour les habitats fauniques protégés en vertu du Règlement sur les habitats fauniques, tels que les héronnières, les aires de confinement du cerf de Virginie ou les vasières d'orignaux. Ces modalités incluent l'interdiction de récolte sur le site, le maintien de lisières boisées ou des modulations des interventions forestières (tableau 1).
- D'autres modalités sont également prévues, notamment pour la protection des milieux aquatiques, humides et riverains[15].

Territoires fauniques structurés[16]

- Un minimum de 30 % de la superficie forestière en peuplements de 7 m et plus de hauteur doit en tout temps être conservé dans les pourvoiries à droits exclusifs, dans les zones d'exploitation contrôlées et dans les réserves fauniques.
- D'autres modalités sont également prévues afin de maintenir la qualité visuelle des sites et des paysages[17], par exemple, le maintien de lisières boisées autour des postes d'accueil, des chalets d'hébergement et des sentiers aménagés.

Moyens d'aménagement

La qualité d'un habitat faunique est influencée par la nature des traitements sylvicoles et leur répartition dans le temps et dans l'espace. Selon l'espèce considérée et le niveau de récolte, l'aménagement forestier peut avoir un effet positif ou négatif sur la qualité de l'habitat. Par exemple, un certain niveau de récolte peut être favorable pour des espèces, telles que l'orignal ou le cerf, qui utilisent les aires en régénération pour s'alimenter. À l'inverse, une trop forte proportion d'aires en régénération peut nuire aux espèces sensibles à la diminution de forêts mûres ou vieilles (ex. : martre d'Amérique, certains oiseaux forestiers)[18]. La répartition spatiale des coupes est également déterminante car elle peut créer une mosaïque d'habitats diversifiés (ex. : favorables à l'orignal) ou permettre le maintien de massifs forestiers peu fragmentés (ex. : favorables au caribou forestier). Le choix des traitements sylvicoles modifie également la qualité des habitats résiduels. Par exemple, la coupe avec protection de la haute régénération et des sols (CPHRS) et la coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) maintiennent une plus forte densité de brout et une meilleure obstruction visuelle que la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS), ce qui favorise l'utilisation des parterres de coupe par des espèces telles que l'orignal[19].

Ainsi, les moyens déployés pour maintenir des habitats fauniques de qualité différeront selon l'espèce ainsi que les objectifs visés pour chaque type d'habitat ou de territoire à vocation faunique. De plus, plusieurs engagements gouvernementaux (lois, règlements, orientations) visent à protéger certains habitats et territoires à vocation faunique; les stratégies d'aménagement utilisées doivent être conformes à ces engagements. Ces engagements concernent principalement les :

- habitats fauniques réglementés;
- habitats d'espèces menacées ou vulnérables;
- sites fauniques d'intérêt;
- territoires fauniques structurés.

Habitats fauniques réglementés

L'habitat de plusieurs espèces est protégé en vertu de la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune et du Règlement sur les habitats fauniques. Onze types d'« habitats fauniques réglementés » sont ainsi désignés dont 7 touchent la forêt publique (tableau 1). Le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts (futur

[14] MRNF (2010a).
[15] Se référer au fascicule 4.12 – Milieu aquatique.
[16] Les TFS sont des territoires délimités aux fins de conservation et de mise en valeur de la faune. Dans le cadre du futur règlement d'aménagement durable des forêts (futur RADF), les TFS incluent les réserves fauniques, les zecs et les pourvoiries à droits exclusifs (MRNF 2010a).
[17] Se référer au fascicule 4.15 – Qualité visuelle des paysages.

[18] Drolet et al. (1999), Potvin et al. (2000), Leboeuf (2004).
[19] Courtois et al. (1998), Samson et al. (2002).

Tableau 1. Habitats fauniques en forêt publique identifiés par le Règlement sur les habitats fauniques[20] ainsi que les modalités d'aménagement du futur RADF qui s'y appliquent.

Habitat faunique	Nombre de sites	Superficie[a] (km^2)	Modalités d'aménagement
Aire de concentration d'oiseaux aquatiques	808	4 236	Prélèvement maximal de 30 % des tiges sur une période de 10 ans. Aucune intervention pendant la période de nidification.
Aire de confinement du cerf de Virginie	198	13 732	Modalités touchant à la superficie maximale des aires de coupe, au maintien de lisières boisées, à la protection de la régénération résineuse préétablie et à la largeur maximale de l'emprise d'un chemin.
Aire de fréquentation du caribou au sud du 52e parallèle	1	3 128	Aucune modalité[b]
Habitat d'une espèce faunique menacée ou vulnérable	2	1 037	Aucune modalité[c]
Habitat du rat musqué	254	255	Protection du site
Héronnière	161	194	Protection du site et d'une lisière boisée de 200 m autour de l'héronnière. Aucune intervention pendant la période de nidification dans un rayon de 500 m.
Vasière	32	1	Protection du site et d'une lisière boisée de 100 m autour de la vasière. Maintien d'une lisière boisée (60 m de largeur et 7 m de hauteur) reliant la vasière à la forêt résiduelle avoisinante.

a Superficie approximative.
b La notion d'aire de fréquentation du caribou au sud du 52e parallèle, qui n'inclut que la population de Charlevoix, n'est pas reconduite dans le futur RADF. Toutefois, pour les populations de caribou situées en territoire sous aménagement forestier, le futur RADF prévoit des modalités relatives à la gestion des chemins dans les plans d'aménagement de l'habitat des populations de l'aire de répartition continue.
c Aucune modalité d'intervention n'est prévue au futur RADF pour ces deux habitats (faucon pèlerin et caribou montagnard de la Gaspésie).

RADF) prévoit plusieurs modalités afin d'encadrer la réalisation des interventions forestières dans ces habitats (à l'exception de l'habitat d'espèces menacées vulnérables). Ces modalités visent l'interdiction ou la modulation des interventions forestières sur le site ou dans la zone adjacente.

Deux « habitats d'une espèce faunique menacée ou vulnérable » sont légalement protégés[21] et font partie du registre des aires protégées[22], soit un site de nidification du faucon pèlerin[23] et l'habitat du caribou montagnard de la Gaspésie. L'habitat légal du caribou montagnard est en grande partie localisé à l'intérieur des limites du parc national de la Gaspésie où aucune activité de récolte n'est permise. Un plan d'aménagement particulier est appliqué pour les secteurs de l'habitat légal adjacents au parc[24].

Habitats d'espèces menacées ou vulnérables

En forêt publique, des mesures de protection de l'habitat couvrant de petites superficies sont prévues dans le cas de sept espèces fauniques désignées ou susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables[25]. Environ 300 sites sont ainsi protégés pour l'aigle royal, le faucon pèlerin, le pygargue à tête blanche, la salamandre pourpre, la salamandre sombre du Nord et la tortue des bois[26]. Les mesures consistent en une interdiction ou une modulation de la récolte (ex. : récolte interdite à certaines périodes de l'année). Des plans d'aménagement de l'habitat sont appliqués pour le caribou forestier, une espèce dont les mesures de protection couvrent de grandes superficies[27]. Ces plans sont adaptés à chacune des populations (population de l'aire de répartition continue, population de Charlevoix, population de Val-d'Or).

Les autres espèces en situation précaire du milieu forestier (ex. : grive de Bicknell) ne bénéficient pas encore de mesures de protection ou de plans particuliers d'aménagement de l'habitat. Ces espèces peuvent néanmoins faire l'objet de modalités particulières d'aménagement définies localement (ex. : sites fauniques d'intérêt) ou bénéficier de l'application de l'aménagement écosystémique. Plusieurs aires protégées contribuent à la protection permanente de l'habitat d'espèces menacées ou vulnérables[28].

Sites fauniques d'intérêt

Les sites fauniques d'intérêt (SFI)[29] sont des sites qui jouent un rôle important, à une échelle locale ou régionale, pour la conservation ou la mise en valeur de la faune et de leurs habitats, mais qui ne bénéficient pas de

20 MRN – Cartographie des habitats fauniques.
21 En vertu de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables et de la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune. Dans ces habitats, des modalités particulières d'aménagement peuvent être autorisées en vertu de l'article 128.7 de la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune (ex. : plan d'aménagement de l'habitat du caribou montagnard de la Gaspésie).
22 MDDEFP – Registre des aires protégées.
23 Anse à la Vache du lac Mékinac, en Mauricie.
24 Se référer au fascicule 4.8 – Caribou des bois.
25 En vertu de l'entente administrative sur la protection des espèces menacées ou vulnérables et de la SADF. Pour une description des mesures de protection, se référer à MRN – INDI – Protection des espèces fauniques (à noter que des mesures de protection sont en préparation pour le garrot d'Islande).
26 Bien que des mesures de protection soient également prévues pour la salamandre sombre des montagnes, aucun site n'est répertorié en forêt publique.
27 En vertu de la SADF. Se référer au fascicule 4.8 – Caribou des bois.
28 Par exemple, la réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-d'Or ou le parc national des Grands-Jardins pour la population de caribous de Charlevoix. MDDEFP – Registre des aires protégées.
29 Un site faunique d'intérêt est « un lieu circonscrit, constitué d'un ou de plusieurs éléments biologiques et physiques propices au maintien et au développement d'une population ou d'une communauté faunique, dont la valeur biologique ou sociale le rend remarquable dans un contexte local ou régional ». MRN – Sites fauniques d'intérêt.

protection légale en vertu des lois et règlements[30]. La désignation d'un SFI vise, entre autres, à conserver la qualité d'habitats d'espèces sensibles ou à forte valeur socio-économique, à protéger l'habitat de certaines espèces en situation précaire qui ne bénéficient pas de mesures de protection ou à protéger les investissements déjà réalisés en aménagement faunique[31].

La grande majorité des SFI concerne le milieu aquatique et vise à protéger des lacs ou des portions de cours d'eau qui révèlent des caractéristiques particulières, qui démontrent une productivité élevée d'espèces de poissons d'intérêt socio-économique ou qui abritent des populations sensibles (ex. : rivières à ouananiche[32]). Les SFI en milieu terrestre protègent des habitats essentiels pour certaines espèces à une échelle régionale (ex. : ravages de cerfs < 250 ha[33]).

La nature et le nombre de sites ainsi que les modalités d'aménagement à appliquer sont très variables d'une région à l'autre, en raison de l'aire de répartition des espèces et des enjeux fauniques relatifs à chaque région[34]. Les modalités peuvent inclure des bandes de protection (ex. : élargissement des lisières boisées riveraines), une modulation dans le temps et dans l'espace des interventions forestières (ex. : exclusion de la récolte à certaines périodes de l'année, pourcentage maximal d'aires en régénération dans un bassin versant) ou l'application de modes particuliers d'intervention (ex. : maintien des conifères dans les petits ravages de cerfs).

Territoires fauniques structurés

L'aménagement forestier dans les TFS doit respecter la vocation du territoire en permettant de maintenir ou d'améliorer la qualité des habitats fauniques et la qualité de l'expérience des utilisateurs de ces territoires. Les besoins de ces derniers doivent être pris en considération, notamment ceux relatifs au prélèvement d'espèces d'intérêt socio-économique (ex. : orignal, martre d'Amérique, gélinotte huppée). Les interventions forestières doivent également protéger la fonction de certains sites (ex. : sentiers aménagés et infrastructures) et les investissements qui y ont été consacrés ainsi que maintenir la qualité des paysages. Le futur RADF prévoit le maintien d'un minimum de 30 % de la superficie forestière en peuplements de 7 m et plus de hauteur dans chaque TFS (encadré 2). D'autres modalités, telles que le maintien de lisières boisées, sont également prévues afin de maintenir la qualité visuelle de certains sites[35].

Autres modalités pour les habitats fauniques

Le projet de SADF prévoit la prise en considération des exigences particulières de certaines espèces lors de l'élaboration des PAFI (encadré 2). Ceci inclut notamment l'élaboration de plans d'aménagement particuliers pour les aires de confinement du cerf de Virginie[36]. Des modalités particulières d'aménagement sont également prévues pour les rivières à saumon ainsi que pour certaines rivières à ouananiche (aires équivalentes de coupes dans les bassins versants)[37].

En plus des modalités applicables aux habitats fauniques désignés par le Règlement sur les habitats fauniques, le futur RADF prévoit l'application d'autres modalités pour préserver la qualité d'habitats fauniques, notamment pour la protection des milieux aquatiques, humides et riverains[37] (ex. : lisières boisées riveraines pour les rivières à saumon).

D'autres préoccupations fauniques peuvent être identifiées à l'échelle locale (ex. : raréfaction des jeunes peuplements denses (encadré 3), maintien d'habitats de qualité pour l'orignal) et être prises en considération lors de l'élaboration des plans d'aménagement forestier intégrés.

Indicateurs forestiers

Plusieurs indicateurs forestiers peuvent être suivis afin d'évaluer l'état d'attributs d'habitat importants du point de vue faunique. Ces indicateurs peuvent porter, entre autres, sur la structure d'âge (ex. : pourcentage de peuplements en régénération, pourcentage de vieux peuplements) ou la composition forestière (ex. : pourcentage de peuplements résineux). Le respect de certains seuils quant à ces attributs dans les forêts aménagées contribue au maintien de la biodiversité (encadré 1).

D'autres indicateurs spécifiques à des préoccupations fauniques peuvent également être évalués. Par exemple, des modèles de qualité d'habitat (MQH) peuvent être appliqués afin d'évaluer la quantité d'habitats de qualité pour certaines espèces cibles. Ces indicateurs sont appliqués à l'ensemble ou à des portions de l'unité d'aménagement, selon la nature des préoccupations :

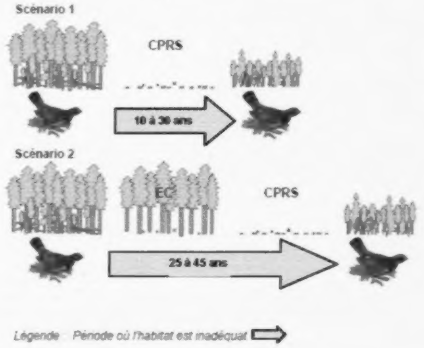
30 Par exemple, en vertu de la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune (et du Règlement sur les habitats fauniques) ou de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables (et du Règlement sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables et leurs habitats).
31 MRN – Sites fauniques d'intérêt (SFI), MRNF (2010b).
32 MRNF (2010b).
33 MRNF (2009).
34 Pour une liste des SFI et des modalités de protection par région, se référer à MRN – Sites fauniques d'intérêt (SFI).

35 Se référer au fascicule 4.15 – Qualité visuelle des paysages.
36 Se référer au fascicule 4.7 – Cerf de Virginie.
37 Se référer au fascicule 4.12 – Milieu aquatique.

Encadré 3. Raréfaction des jeunes peuplements denses

Les traitements d'éducation tels que l'éclaircie précommerciale (EPC) et l'éclaircie commerciale (EC), lorsque pratiqués à grande échelle et de façon systématique, entraînent une raréfaction des jeunes peuplements denses[38]. Ces habitats sont utilisés par plusieurs espèces fauniques, dont plusieurs espèces d'intérêt socio-économique (ex. : orignal, lièvre, gélinotte, tétras), mais également des espèces en situation précaire (ex. : grive de Bicknell) ou sensibles (ex. : paruline couronnée). En diminuant la densité de tiges, ce type de traitement réduit le couvert de protection et la quantité de nourriture, ce qui cause une réduction à court terme de la fréquentation des sites[39].

Dans les sites traités par l'EPC, la qualité de l'habitat du lièvre d'Amérique peut être réduite pour plus de 10 ans[40]. Dans les peuplements traités par l'EC, plus de 15 années peuvent être nécessaires pour que ces peuplements retrouvent une qualité comparable aux peuplements non traités pour le tétras du Canada et le lièvre d'Amérique[41].



Source : Adapté de Lycke et al. (2009)

Exemple illustrant la période de temps pendant laquelle l'habitat est inadéquat pour le tétras du Canada selon le scénario sylvicole : scénario 1 : seulement une CPRS; scénario 2 : une EC suivie d'une CPRS. La période où l'habitat est inadéquat pour le tétras est plus longue dans le scénario comprenant une éclaircie commerciale.

- pourcentage de la superficie forestière d'un TFS en peuplements de 7 m et plus de hauteur[42] – Selon le futur RADF, un pourcentage minimum de 30 % doit être maintenu en tout temps (encadré 2).
- pourcentage de la superficie des jeunes peuplements denses en peuplements éduqués – Cet indicateur permet de s'assurer du maintien d'une quantité suffisante de jeunes peuplements denses non traités (ex. : par EPC). Une proportion de peuplements traités supérieure à 50 % pourrait constituer un enjeu dans certains territoires[43]. À la suite d'une analyse de l'enjeu, des seuils maximaux ou des mesures de mitigation[44] peuvent être identifiés dans les PAFI. Compte tenu de la nature locale de cette préoccupation, cet indicateur est généralement appliqué à certains territoires à vocation faunique de l'unité d'aménagement.
- qualité de l'habitat d'espèces fauniques – Des modèles de qualité de l'habitat (MQH) peuvent être utilisés afin d'évaluer la quantité d'habitats de bonne qualité pour certaines espèces d'intérêt socio-économique, sensibles à l'aménagement forestier ou en situation précaire. Ces modèles peuvent s'appliquer à différentes échelles spatiales selon l'espèce, par exemple à l'échelle de l'unité territoriale de référence (UTR), du compartiment d'organisation spatiale (COS) ou du TFS.

Intégration au calcul

Les modalités relatives au maintien de la qualité des habitats fauniques sont intégrées au calcul des possibilités forestières par l'exclusion de certaines superficies forestières du calcul, par la modulation de la stratégie sylvicole ou par le suivi d'indicateurs forestiers qui permettent d'évaluer la quantité de certains types de strates d'aménagement, d'interventions sylvicoles ou d'habitats fauniques.

L'intégration de cet objectif dans le calcul des possibilités forestières se fait aux étapes suivantes :

✓ **Cartographie**
Strates d'aménagement
✓ **Stratégie sylvicole**
Évolution des strates
✓ **Variables de suivi**
✓ **Optimisation**
Spatialisation avec STANLEY

Cartographie

Les territoires à vocation faunique ainsi que divers types d'habitats fauniques figurent à la carte CFET-BFEC[45]. Certains habitats sont exclus du calcul (ex. : zones de protection intégrale des sites d'espèces menacées ou vulnérables) (tableau 2).

---

38 Dans le cadre de ce document, le terme « jeune peuplement dense » désigne les peuplements du stade gaulis jusqu'au stade de pré-maturité, suffisamment denses pour être traités par des traitements d'éducation (ex. : EPC, EC).

39 Comité consultatif scientifique du Manuel d'aménagement forestier (2002), Samson et al. (2002), Blanchette et al. (2003), Bujold (2004), Jacqmain et al. (2008), Lycke et al. (2011), Bois et al. (2012).

40 Parizeau et Bélanger (2006), Homyack et al. (2007).

41 Lycke et al. (2011), Bois et al. (2012).

42 Incluent les pourvoiries à droits exclusifs, les zones d'exploitation contrôlées et les réserves fauniques.

43 Se référer à Jetté et al. (2012) pour l'analyse de l'enjeu de la simplification et de l'uniformisation de la forêt de seconde venue et Cimon et Labbé (2006) pour une description de l'objectif de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier sur l'encadrement de la pratique de l'éclaircie précommerciale (OPMV 7).

44 Par exemple, plusieurs variantes de l'EPC (ex. : par puits de lumière, par bosquet, par bande refuge ou réalisée en hiver) sont plus efficaces pour maintenir les attributs fauniques recherchés et pourraient être appliquées.

45 Dans les catégories d'entité territoriale « Affectation surfacique », « Zones d'application des modalités d'intervention » et « Affectation faunique ».

Les autres types d'habitats ou de territoires fauniques sont inclus au calcul en tenant compte des modalités d'aménagement s'y appliquant (tableau 2) :

- habitats du caribou forestier et du caribou montagnard – Des plans d'aménagement de l'habitat adaptés à chacune des populations (populations de l'aire de répartition continue, population de Charlevoix, population de Val-d'Or, population de la Gaspésie) s'appliquent. Les principaux éléments intégrés au calcul concernent l'exclusion permanente ou temporaire de certaines superficies, l'application d'une stratégie sylvicole particulière ou le maintien d'une proportion minimale de certains types de strates[46].
- aires de confinement du cerf de Virginie – Des plans d'aménagement particuliers s'appliquent pour les aires de confinement de 500 ha et plus. La principale modalité intégrée au calcul consiste à maintenir une proportion suffisante de strates *abri* et de strates *nourriture-abri*[47].
- sites fauniques d'intérêt – La plupart des SFI concernent le milieu aquatique. La principale modalité intégrée au calcul concerne le suivi de la proportion de strates en régénération dans certains bassins versants[48].

Tableau 2. **Admissibilité à la récolte des principaux types d'habitats ou de territoires à vocation faunique aux fins du calcul des possibilités forestières.**

Habitats ou territoires fauniques	Admissibilité à la récolte[a]
Habitats fauniques réglementés	
Aire de concentration d'oiseaux aquatiques	Inclus
Aire de confinement du cerf de Virginie	Inclus
Aire de fréquentation du caribou au sud du 52e parallèle (caribou forestier de Charlevoix)	Exclus ou inclus[b]
Habitat d'espèces vulnérables ou menacées	Exclus ou inclus[b,c]
Habitat du rat musqué	Exclus
Héronnière	Exclus[d]
Vasière	Exclus
Habitats d'espèces menacées ou vulnérables	
Espèces dont les mesures de protection couvrent de petites superficies	Exclus ou inclus[e]
Espèces dont les mesures de protection couvrent de grandes superficies (caribou forestier)	Exclus ou inclus[b]
Sites fauniques d'intérêt	Inclus
Territoires fauniques structurés	Inclus

[a] Les superficies exclues du calcul sont généralement utilisées pour les variables de suivi. Les superficies incluses au calcul peuvent faire l'objet de modalités particulières d'aménagement.
[b] Se référer au fascicule 4.8 – Caribou des bois.
[c] Pour le caribou montagnard de la Gaspésie, certaines superficies de l'habitat légal sont exclues du calcul (ex. : parc national de la Gaspésie) alors que d'autres sont incluses.
[d] Aux fins du calcul, le site et la bande de 500 m sont exclus du calcul.
[e] Par exemple, les superficies dans les zones de protection intégrale sont exclues du calcul alors que les superficies dans les zones tampons sont incluses.

- territoires fauniques structurés – Le principal élément intégré au calcul est le suivi de la proportion de strates de 7 m et plus de hauteur. D'autres aspects visant à préserver les fonctions de certains sites et la qualité visuelle des paysages sont également pris en considération au calcul[49].

Ces divers éléments sont intégrés aux étapes de la stratégie sylvicole, des variables de suivi ou de l'optimisation.

Stratégie sylvicole

Dans certains types d'habitats fauniques, la stratégie sylvicole[50] peut être modulée afin de mieux tenir compte des préoccupations fauniques. Ainsi, certains groupes de strates d'aménagement peuvent être exclus du calcul ou certains scénarios sylvicoles peuvent être privilégiés ou ajustés (ex. : exclusion des strates « prucheraies » de la récolte dans les aires de confinement). Aux fins du calcul, cette adaptation de la stratégie sylvicole n'est appliquée qu'aux aires de confinement du cerf de Virginie ainsi qu'aux secteurs aménagés de l'habitat du caribou montagnard de la Gaspésie.

Variables de suivi

Plusieurs indicateurs spécifiques aux préoccupations fauniques sont disponibles dans le cadre du calcul afin d'évaluer, à chaque période quinquennale, la qualité d'habitats fauniques ou de territoires à vocation faunique :

- pourcentage de la superficie forestière productive en strates de 7 m et plus de hauteur par TFS[51] – Cet indicateur permet d'évaluer le respect du seuil minimal de 30 % prévu au futur RADF. Aux fins du calcul, ce pourcentage n'est évalué que par COS (domaine de la pessière) ou par UTR (domaines de la sapinière et de l'érablière).
- pourcentage des jeunes strates denses traité par des traitements d'éducation au stade gaulis – Le pourcentage est calculé en faisant le ratio, pour les strates jeunes (ex. : entre 10 et 20 ans), entre la superficie des strates traitées et la superficie des strates susceptibles d'être denses. Aux fins du calcul, les groupes de strates susceptibles d'être denses peuvent être définis en fonction de leur végétation potentielle, de manière à cibler les strates

[46] Se référer au fascicule 4.8 – Caribou des bois.
[47] Se référer au fascicule 4.7 – Cerf de Virginie.
[48] Se référer au fascicule 4.12 – Milieu aquatique.

[49] Par exemple, l'exclusion à la récolte de certains sites, le maintien de lisières boisées au pourtour des sites ou la modulation du taux de récolte dans les encadrements visuels. Se référer au fascicule 4.15 – Qualité visuelle des paysages.
[50] La stratégie sylvicole est définie par l'ensemble des scénarios sylvicoles applicables aux strates d'aménagement de manière à répondre aux objectifs d'aménagement. Contrairement à la stratégie d'aménagement, la stratégie sylvicole ne traite pas de la répartition spatiale et temporelle des interventions. La stratégie sylvicole est élaborée pour l'ensemble de l'unité d'aménagement. Se référer au fascicule 2.3 – Stratégie sylvicole.
[51] Les TFS considérés pour la variable de suivi incluent les réserves fauniques, les zecs et les pourvoiries à droits exclusifs.

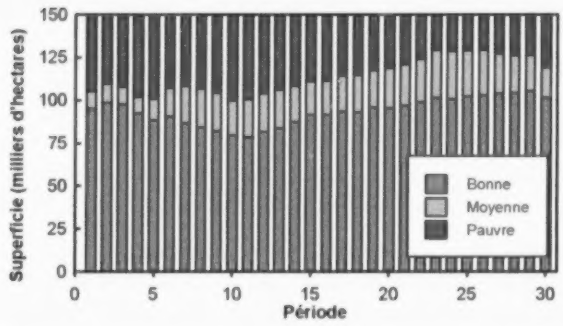
riches[52]. Les strates traitées incluent les superficies naturelles et celles issues de plantations[53]. Compte-tenu de la nature locale de l'enjeu, cette variable de suivi ne s'applique généralement qu'à certaines portions de l'unité d'aménagement[54] (ex. : certains TFS, COS ou UTR).

- pourcentage de la superficie forestière productive en strates de qualité bonne, moyenne ou pauvre, pour certaines espèces fauniques (ex. : figure 2) – Aux fins du calcul, des modèles de qualité d'habitat sont disponibles pour cinq espèces (se référer à l'annexe pour la description des MQH). Ces modèles permettent d'évaluer la qualité de l'habitat pour une ou plusieurs utilisations (ex. : abri, nourriture). Les strates sont cotées en habitat de qualité « bonne », « moyenne » ou « pauvre ». Pour certaines espèces, les cotes ont été adaptées par domaine bioclimatique afin de tenir compte des différences régionales quant à la disponibilité et la sélection des habitats. Ces variables de suivi peuvent s'appliquer à certaines portions de l'unité d'aménagement, en fonction des enjeux identifiés lors de la planification forestière (ex. : certains TFS, COS ou UTR). Les MQH concernent les espèces suivantes :
  - cerf de Virginie[55];
  - orignal;
  - martre d'Amérique;
  - tétras du Canada;
  - gélinotte huppée.

D'autres indicateurs d'aménagement durable des forêts sont également intégrés au calcul et permettent d'évaluer différentes composantes des écosystèmes forestiers importantes du point de vue faunique[56].

Optimisation

Dans le cas de certains habitats ou territoires fauniques, des contraintes à l'optimisation peuvent être intégrées dans le calcul afin de s'assurer du respect des modalités d'aménagement. Par exemple, dans les cas où des seuils sont définis dans la stratégie d'aménagement pour certains indicateurs (ex. : % en strates d'abri) et que les résultats des variables de suivi ne démontrent pas le respect des seuils, ceux-ci peuvent être intégrés sous forme de *contraintes à l'optimisation*.



Source : Bureau du forestier en chef

Figure 2. Exemple d'évolution de la superficie d'habitat de qualité bonne, moyenne ou pauvre pour la martre d'Amérique dans un territoire faunique structuré.

Une *contrainte à l'optimisation* peut également être ajoutée afin d'exclure des superficies à la récolte à certaines périodes. Dans le cas du caribou forestier par exemple, l'exclusion des massifs de protection de la récolte est imposée lors de l'optimisation[57].

État des connaissances

Pour la majorité des espèces du milieu forestier, les programmes de suivi sont incomplets et ponctuels, ce qui ne permet pas d'évaluer l'état des populations ainsi que l'efficacité des moyens d'aménagement mis en place pour maintenir la qualité des habitats[58]. Les connaissances sur les espèces sensibles à l'aménagement forestier demeurent fragmentaires, en particulier pour la faune invertébrée. Bien que l'aménagement écosystémique puisse favoriser le maintien de la biodiversité, les seuils minimaux d'altération appliqués pour certains attributs d'habitat devront être validés afin d'assurer la persistance des espèces les plus sensibles à l'aménagement forestier.

Les MQH disponibles dans le cadre du calcul sont basés sur la littérature la plus récente, des études menées au Québec et des avis d'experts. Cependant, la qualité de certains de ces modèles ou leur applicabilité régionale devront être évaluées afin d'assurer la fiabilité des résultats.

Références

Bureau du forestier en chef. 2010. Bilan d'aménagement forestier durable au Québec 2000-2008. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, 290 p.

Blanchette, P., S. Desjardins, M. Poirier, J. Legris et P. LaRue. 2003. Utilisation par le lièvre d'Amérique de peuplements traités par

[52] Cette sélection peut également être faite en fonction de la composition, de manière à mieux cibler les strates qui font l'objet de l'enjeu (ex. : strates résineuses ou à dominance résineuse).

[53] Les deux variantes de l'éducation au stade gaulis sont considérées, soit le nettoiement et l'EPC. Se référer au fascicule 3.2 – Éducation au stade gaulis.

[54] Une variable de suivi pour le taux d'éclaircie commerciale réalisé pourrait être ajoutée au besoin. À noter que les superficies traitées par l'EC sont généralement moindres que celles traitées par des traitements d'éducation au stade gaulis. De plus, aux fins du calcul, les scénarios sylvicoles qui incluent une EC incluent également une EPC (« scénario sylvicole intensif »). Par conséquent, en limitant la proportion des scénarios avec une EPC, la quantité d'EC réalisée sera indirectement limitée.

[55] Le modèle de qualité d'habitat de cette espèce est décrit au fascicule 4.7 – Cerf de Virginie.

[56] Se référer aux autres fascicules du chapitre 4.

[57] Se référer au fascicule 4.8 – Caribou des bois.

[58] Bureau du forestier en chef (2010).

éclaircie précommerciale dans le domaine de l'érablière à bouleau jaune et de la pessière à mousses. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, Québec, Qc, 63 p.

Bois, G., L. Imbeau et M.J. Mazerolle. 2012. Recovery time of snowshoe hare habitat after commercial thinning in boreal Quebec. Revue canadienne de recherche forestière, 42 : 123-133.

Bujold, F. 2004. Impacts de l'éclaircie précommerciale sur le lièvre d'Amérique dans la sapinière à bouleau blanc de l'Est. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Sainte-Foy, Qc, 53 p.

Cimon, A. et P. Labbé. 2006. Lignes directrices visant à encadrer la pratique de l'éclaircie précommerciale afin d'assurer le maintien de la biodiversité. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement forestier, Québec, Qc, 13 p.

Comité consultatif scientifique du Manuel d'aménagement forestier. 2002. Le traitement d'éclaircie précommerciale pour le groupe de production prioritaire SEPM : avis scientifique. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 125 p.

Courtois, R., J.-P. Ouellet et B. Gagné. 1998. Characteristics of cutover used by moose (*Alces alces*) in early winter. Alces, 34 : 201-211.

Courtois, R., J.-P. Ouellet et A. Bugnet. 2001. Moose Hunters' perceptions of forest harvesting. Alces, 37 : 19-33.

Drapeau, P., A. Leduc et Y. Bergeron. 2009. Bridging ecosystem and multiple species approaches for setting conservation targets in managed boreal landscapes. *Dans* Villard, M.-A. et B.G. Jonsson (*éditeurs*). Setting conservation targets in managed forest landscapes. Cambridge University Press, UK, pp. 129-160.

Drolet, B., A. Desrochers et M.-J. Fortin. 1999. Effects of landscape structure on nesting songbird distribution in a harvested boreal forest. Condor, 101 : 699-704.

Hénault, M., L. Bélanger, A.R. Rodgers, G. Redmond, K. Morris, F. Potvin, R. Courtois, S. Morel et M. Mongeon. 1999. Moose and forest ecosystem management: the biggest beast but not the best. Alces, 3 : 213-225.

Homyack, J.A., D.J. Harrison et W.B. Krohn. 2007. Effects of precommercial thinning on snowshoe hares in Maine. Journal of Wildlife Management, 71(1) : 4-13.

Imbeau, L., M. Monkkonen et A. Desrochers. 2001. Long-term effects of forestry on birds of the eastern Canadian boreal forest: A comparison with Fennoscandia. Conservation Biology, 15(4) : 1151-1162.

Jacqmain, H., C. Dussault, R. Courtois et L. Bélanger. 2008. Moose-habitat relationships: integrating local Cree native knowledge and scientific findings in northern Quebec. Revue canadienne de recherche forestière, 38 : 3120-3132.

Jetté, J.-P., M. Leblanc, M. Bouchard, S. Déry et N. Villeneuve. 2012. Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie I – Analyse des enjeux, version 1.1. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, Québec, Qc, 159 p.

Lambeck, R.J. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. Conservation Biology, 11 : 849-856.

Leboeuf, M. 2004. Effets de la fragmentation générée par les coupes en pessière noire à mousses sur huit espèces d'oiseaux de forêt mature. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal, Qc, 111 p.

Lycke, A., L. Imbeau et P. Drapeau. 2009. Utilisation des coupes partielles par la faune gibier : le cas du tétras du Canada. Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, Note de recherche n° 10, 2 p.

Lycke, A., L. Imbeau et P. Drapeau. 2011. Effects of commercial thinning on site occupancy and habitat use by spruce grouse in boreal Quebec. Revue canadienne de recherche forestière, 41 : 501-508.

MDDEFP – Registre des aires protégées
www.mddep.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/registre/reg-design/10HF_Habitat-efmv.pdf (consulté le 20 janvier 2012)

MRNF. 2009. Sites fauniques d'intérêt (SFI). Gouvernement du Québec, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire de l'Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Qc, 57 p.

MRNF. 2010a. Consultation sur l'aménagement durable des forêts du Québec : document de consultation publique – Stratégie d'aménagement durable des forêts et modalités proposées pour le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts. Gouvernement du Québec, Québec, Qc, 104 p.
http://consultation-adf.mrn.gouv.qc.ca/pdf/document-consultation-adf.pdf (consulté le 29 juillet 2013)

MRNF. 2010b. Modalités de protection des sites fauniques d'intérêt. Gouvernement du Québec, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire du Saguenay–Lac-Saint-Jean, Jonquière, Qc, 21 p.

MRN – Cartographie des habitats fauniques
http://www.mrnf.gouv.qc.ca/faune/habitats-fauniques/cartographie.jsp (consulté le 20 janvier 2012)

MRN – Entente administrative sur la protection des espèces menacées ou vulnérables
www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/enligne/forets/criteres-indicateurs/1/121/entente.asp (consulté le 20 janvier 2012)

MRN – INDI – Protection des espèces fauniques
http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/enligne/forets/criteres-indicateurs/1/121/Faune/121_faune.asp (consulté le 20 janvier 2012)

MRN – Liste des espèces désignées menacées ou vulnérables au Québec
http://www.mddep.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/liste.asp (consulté le 23 octobre 2013)

MRN – Sites fauniques d'intérêt (SFI)
http://www.intranet/s-fordat/Liaison_suivi_controle/sfi/sfi.asp (consulté le 20 janvier 2012)

Parizeau, L. et L. Bélanger. 2006. Les impacts à moyen terme de l'éclaircie précommerciale et de deux mesures d'atténuation sur le lièvre d'Amérique et les passereaux nicheurs. Forum de transfert sur l'aménagement et l'environnement forestiers, Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies et le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Université Laval, Sainte-Foy, Qc, 6 p.

Potvin, F., L. Bélanger et K. Lowell. 2000. Marten habitat selection in a clearcut boreal landscape. Conservation Biology, 14(3) : 844-857.

Rompré, G., Y. Boucher, L. Bélanger, S. Côté et W.D. Robinson. 2010. Conserving biodiversity in managed forest landscapes: The use of critical threshold for habitat. Forestry Chronicle, 86(5) : 589-596.

Samson, C., C. Dussault, R. Courtois et J.-P. Ouellet. 2002. Guide d'aménagement de l'habitat de l'orignal. Société de la faune et des parcs du Québec, Fondation de la faune du Québec et ministère des Ressources naturelles, Sainte-Foy, Qc, 48 p.

Rédaction : Antoine Nappi, biol., Ph.D.
Collaboration : Claude Fortin, ing.f. (BFEC) et Gyna Gagnon, tech.f. (BFEC) ainsi que, pour l'annexe, Pierre Blanchette, biol., Ph.D. (MDDEFP), Marianne Cheveau, biol., Ph.D. (MDDEFP) et Christian Dussault, biol., Ph.D. (MDDEFP).
Révision : Bernard Bisson, ing.f. (BFEC), Frédéric Bujold, ing.f., M.Sc. (MDDEFP), Édith Cadieux, biol., Ph.D. (MDDEFP), Stéphane Déry, biol., M.Sc. (MRN), Michel Hénault, biol., M.Sc. (MDDEFP), Paul-Émile Lafleur, biol., M.Sc. (MRN), Pierre Larue, ing.f., M.Sc. (MDDEFP), François Ouellet, ing.f., M.Sc. (BFEC) et Bruno Pichette, tech.f. (BFEC).

Référence à citer : Nappi, A. 2013. Habitats fauniques. Fascicule 4.6. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 157-165 + Annexe.

ANNEXE. Modèles de qualité d'habitat (MQH)

Rôle en planification forestière

Les modèles de qualité d'habitat (MQH) rendent possible l'évaluation de la qualité d'une forêt en tant qu'habitat faunique. Un MQH permet d'évaluer et de comparer les effets de différentes stratégies d'aménagement sur la quantité d'habitat de qualité pour une espèce donnée. Dans le cadre du calcul des possibilités forestières, la quantité d'habitat faunique de bonne qualité disponible sur un long horizon temporel peut ainsi être suivie[1] (figure 1). Cet outil facilite la prise en compte d'objectifs fauniques tels que le maintien d'habitats de bonne qualité pour les espèces i) en situation précaire, ii) sensibles à l'aménagement forestier ou iii) d'intérêt socio-économique.

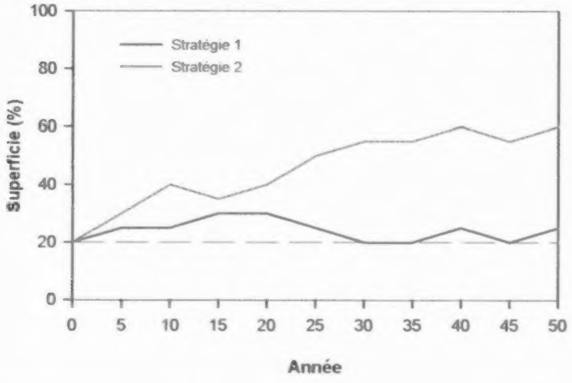


Figure 1. Exemple illustrant le pourcentage de la superficie d'un territoire en habitat de bonne qualité pour une espèce donnée sur une période de 50 ans selon deux stratégies d'aménagement. La ligne rouge pointillée indique la proportion minimale d'habitat de bonne qualité qu'il serait souhaitable de maintenir.

Types de MQH

L'évaluation de la qualité de l'habitat se fait en attribuant à chaque peuplement une valeur (indice ou cote) en fonction d'une ou de plusieurs utilisations (ex. : abri, nourriture, reproduction). Pour ce faire, les exigences d'habitat sont traduites sur la base des caractéristiques des peuplements forestiers (ex. : âge, composition, densité, hauteur) ou sur d'autres variables environnementales (ex. : distance à un cours d'eau, nature du peuplement adjacent). Les variables utilisées dans les MQH sont généralement celles disponibles sur les cartes écoforestières, ce qui facilite l'application des modèles sur l'ensemble du territoire forestier québécois.

Deux types de MQH ont été élaborés au Québec :

- indice de qualité d'habitat (IQH) – L'évaluation se fait sur la base d'un modèle mathématique qui inclut plusieurs variables jugées importantes pour l'espèce. Une valeur de qualité relative (ex. : 0 à 3) est tout d'abord attribuée à chacune de ces variables. Une moyenne de ces valeurs est ensuite calculée afin de générer un indice global, compris entre 0 (qualité nulle) et 1 (qualité élevée). Plusieurs IQH ont été développés dans les années 1990 au Québec (ex. : grand pic, lièvre).
- clé d'évaluation de l'habitat – Contrairement à l'IQH, la clé qualifie la valeur d'un peuplement sur l'ensemble des variables simultanément. Cette évaluation peut se faire pour une ou pour plusieurs fonctions d'utilisation (ex. : abri, nourriture) ou en considérant les changements saisonniers quant aux habitats utilisés (ex. : hivernage, reproduction)[2]. La clé attribue au peuplement une valeur binaire (ex. : utilisé ou non utilisé) ou une cote (1 = habitat de bonne qualité, 2 = habitat de qualité moyenne ou 3 = habitat de qualité pauvre). Plusieurs MQH récents sont basés sur des clés d'évaluation[3] (ex. : gélinotte huppée, martre d'Amérique).

À l'échelle d'un grand territoire, l'évaluation de la qualité de l'habitat se fait selon deux méthodes. La première, utilisée pour les IQH, consiste à calculer une moyenne des valeurs attribuées à chaque peuplement, pondérée en fonction de la proportion du territoire occupé par ces peuplements (ex. : IQH moyen de 0,54 pour l'ensemble du territoire). La deuxième méthode consiste à calculer le pourcentage de la superficie du territoire en peuplements d'une utilisation et d'une qualité données (ex. : 24 % du territoire en habitat d'hivernage de bonne qualité).

Limites des MQH

Les modèles de qualité d'habitat, quels qu'ils soient, n'apportent qu'une évaluation partielle et indirecte de la qualité d'un site pour une espèce donnée. De plus, les variables écoforestières utilisées dans les modèles ne traduisent qu'indirectement et imparfaitement les besoins des espèces fauniques. Par exemple, la densité du

[1] Dans le cadre du calcul, cette évaluation se fait par l'utilisation de variables de suivi. Dans certains cas, tels que les aires de confinement du cerf de Virginie, le respect de seuils ou de cibles d'habitat à maintenir peut être assuré en les intégrant sous la forme d'une *contrainte à l'optimisation*. Se référer au fascicule 2.5 – Variables de suivi et au fascicule 2.6 – Optimisation.

[2] Dans le cas des IQH, les différentes catégories d'habitat sont souvent évaluées dans le même indice. Dans de tels cas, la valeur finale ne permet pas d'identifier quels besoins en matière d'habitat sont comblés dans un type de peuplement donné.

[3] FAPAQ (2000), Blanchette et al. (2010).

couvert est utilisée comme un indicateur indirect de l'obstruction visuelle requise par certaines espèces. L'information tirée des cartes écoforestières et des inventaires forestiers peut également être imprécise et ne pas refléter la variabilité des caractéristiques d'un peuplement[4]. Enfin, des facteurs propres à la dynamique des populations et des communautés (ex. : dispersion, densité de prédateurs) ainsi que les activités de prélèvement peuvent modifier la densité d'individus à une échelle locale. Ainsi, les modèles de qualité d'habitat n'ont pour but de fournir qu'une appréciation de la qualité potentielle d'un site sous l'angle de ses attributs écoforestiers.

La validation d'un MQH permet de diminuer l'incertitude liée à son utilisation[5]. Certains modèles pourraient ne pas prendre en considération adéquatement les besoins d'habitat les plus critiques pour une espèce. Le modèle peut également avoir été développé pour une région autre que celle d'intérêt et ne pas être adapté au territoire analysé. Bien que certains MQH ne soient pas validés, l'information qui en découle permet néanmoins d'alimenter les décisions d'aménagement, en autant que le niveau d'incertitude soit connu de l'aménagiste.

Intégration des MQH au calcul

Les nouveaux outils et méthodes utilisés pour l'évaluation des possibilités forestières permettent l'intégration de MQH. Contrairement aux MQH généralement disponibles qui sont conçus pour être appliqués sur la base du portrait forestier actuel (i.e. modèles « statiques »), les MQH intégrés au calcul doivent être « évolutifs » afin de permettre une évaluation de la qualité de l'habitat sur un long horizon temporel (ex. : 50 ans). Ceci nécessite une adaptation des modèles statiques afin de prendre en considération l'échelle d'analyse et certaines limites des outils et méthodes du calcul des possibilités forestières.

Strates d'aménagement

Le regroupement des strates[6] aux fins du calcul implique l'agrégation de strates dont certaines valeurs d'attributs diffèrent. Pour une espèce donnée, par exemple, les strates de plus de 12 m de hauteur pourraient ne pas présenter le même potentiel d'habitat que des strates similaires de 7 à 12 m de hauteur. Cependant, certaines de ces strates peuvent avoir été regroupées sur la base de leur similarité quant à d'autres critères de regroupement. Ainsi, les résultats obtenus par l'application d'un MQH sur les strates d'aménagement pourraient différer de ceux obtenus sur les strates cartographiques. L'amplitude de ces écarts dépendra des MQH considérés et des regroupements propres à chaque unité d'aménagement.

Évolution

L'évolution des strates d'aménagement est prévue à l'aide de modèles de croissance; seules les variables qui évoluent à chaque période du calcul peuvent être utilisées dans les MQH évolutifs. Ces variables incluent, entre autres[7] :

- le volume marchand (m^3/ha);
- la surface terrière marchande (m^2/ha);
- l'âge de la strate (année);
- la hauteur dominante[8] (m);
- le nombre de tiges marchandes (tiges/ha);
- le diamètre moyen quadratique (cm).

Ainsi, certaines variables utilisées dans les MQH existants ne peuvent être modélisées dans le cadre du calcul. Ceci inclut notamment la densité du couvert[9], une variable fréquemment utilisée dans les MQH. De plus, la précision quant aux prévisions du modèle varie selon la variable et diminue avec le temps. Le volume, la surface terrière et l'âge sont davantage fiables que les autres. La précision est meilleure par groupe d'essences que par essence.

Variables de suivi

La superficie forestière productive constitue généralement la superficie de référence utilisée pour produire ce type de variable de suivi. Celle-ci comprend la superficie incluse à la récolte ainsi que celle exclue à la récolte (ex. : aires protégées)[10]. Certains MQH incluent également les milieux non productifs (ex. : aulnaies) dans l'évaluation de la qualité de l'habitat. Ainsi, un écart entre les résultats du modèle d'origine et celui intégré au calcul peut être observé lorsque les superficies de référence utilisées pour les statistiques ne sont pas les mêmes.

4 Dussault et al. (2001).
5 Brooks (1997), Roloff et Kernohan (1999).
6 Aux fins du calcul, les strates cartographiques sont regroupées en strates d'aménagement sur la base de leur similarité quant à divers attributs forestiers (ex. : composition, hauteur). Ce regroupement a pour but de simplifier le calcul et d'augmenter la précision sur le volume estimé des strates. Se référer au fascicule 2.2 – Strates d'aménagement.
7 Se référer au fascicule 2.4 – Évolution des strates, pour une description complète des paramètres.
8 Une hauteur moyenne peut être attribuée par un pourcentage par rapport à la hauteur dominante.
9 Selon la norme de stratification écoforestière (quatrième inventaire écoforestier), la classe de densité est déterminée par le pourcentage de couvert des cimes résultant de leur projection au sol.
10 Se référer au fascicule 2.5 – Variables de suivi.

Spatialisation

Les composantes spatiales des MQH ne peuvent être intégrées au calcul. Certains modèles prennent notamment en considération l'échelle du domaine vital[11]. Par exemple, la gélinotte huppée a besoin d'une quantité suffisante de différents milieux à l'intérieur d'une superficie d'environ 40 ha[12]. Dans le cadre du calcul, bien qu'il soit possible d'évaluer la quantité d'habitat à une échelle plus petite que l'unité d'aménagement, seules les entités territoriales identifiées dans la carte CFET-BFEC peuvent être utilisées (ex. : TFS, UTR, COS). Cette échelle spatiale d'analyse est généralement beaucoup plus grande que le domaine vital d'une espèce. Par exemple, les TFS couvrent généralement plusieurs dizaines ou centaines de kilomètres carrés[13]. Ainsi, cette échelle d'analyse ne peut garantir à elle seule une bonne répartition spatiale des différents milieux requis.

De plus, certains MQH incluent des variables telles que la proximité à un plan d'eau ou la juxtaposition de différents types de peuplements. Par exemple, la qualité de l'habitat de l'orignal augmente lorsque les peuplements de nourriture sont juxtaposés aux peuplements d'abri[14]. Cependant, les cartes produites lors de l'optimisation[15] et de la spatialisation avec STANLEY[16] ne peuvent être utilisées directement pour évaluer les composantes spatiales fines telles que la juxtaposition de certains types de peuplements. Par exemple, même si la carte issue de la spatialisation illustre un calendrier[17] optimal spatialisé, ce dernier ne tient pas compte de plusieurs éléments importants pour la planification opérationnelle qui influent sur l'organisation spatiale des peuplements (ex. : réseau routier, contraintes opérationnelles). Ainsi, l'utilisation de MQH « statiques » lors de la planification opérationnelle est nécessaire afin de s'assurer que la répartition des habitats est adéquate à l'intérieur d'un territoire.

[11] Le domaine vital correspond à l'aire utilisée par un animal afin de répondre à ses besoins vitaux pour une partie ou l'ensemble de son cycle de vie.
[12] Blanchette et al. (2010).
[13] Les pourvoiries à droits exclusifs, les zecs et les réserves fauniques couvrent, en moyenne, respectivement 75, 401 et 968 km² (carte CFET-BFEC).
[14] Dussault et al. (2006).
[15] Ces cartes illustrent un calendrier optimal d'interventions forestières généré par WOODSTOCK qui ne tient pas compte des règles d'adjacence des peuplements récoltés. Se référer au fascicule 2.6 – Optimisation.
[16] Ces cartes illustrent un calendrier optimal d'interventions forestières qui tient compte de certaines règles d'adjacence des peuplements récoltés. Se référer au fascicule 2.7 – Spatialisation avec STANLEY.
[17] Le calendrier identifie les combinaisons de strates d'aménagement et d'entités territoriales touchées par chaque traitement sylvicole à une période donnée.

Description des MQH disponibles au calcul pour 2013-2018

Cinq MQH sont disponibles pour le calcul pour la période 2013-2018, lesquels concernent les espèces suivantes :

- cerf de Virginie;
- orignal;
- martre d'Amérique;
- tétras du Canada;
- gélinotte huppée.

La sélection des modèles a été basée sur i) la pertinence de l'espèce dans le cadre d'une planification stratégique, ii) la qualité des modèles disponibles et iii) la capacité d'intégration du modèle au calcul[18]. Certains MQH ont été adaptés afin de permettre leur intégration au calcul. Les modèles sont décrits dans les sections suivantes, à l'exception de celui pour le cerf de Virginie qui est traité au fascicule 4.7.

La plupart des espèces considérées ont une valeur socio-économique importante (ex. : cerf de Virginie, orignal, gélinotte huppée). Certaines sont également importantes du point de vue de la biodiversité de par leur rôle dans le réseau trophique ou leur sensibilité à l'aménagement forestier (ex. : martre d'Amérique). D'autres modèles, notamment pour des espèces sensibles à l'aménagement forestier, pourraient éventuellement être intégrés au calcul, en fonction de leur disponibilité et de leur potentiel d'intégration au calcul.

[18] Les modèles ont été sélectionnés par le secteur Faune, en collaboration avec le Bureau du forestier en chef.

Orignal

Habitat

L'orignal s'alimente principalement dans les peuplements offrant de 10 000 à 15 000 tiges/ha d'essences prisées (ex. : bouleau à papier, peupliers)[19]. Un certain couvert d'abri composé de résineux est nécessaire afin de diminuer les risques de prédation et de se protéger des conditions climatiques rigoureuses[20]. Les orignaux fréquentent les secteurs contenant un bon entremêlement de sites de nourriture et d'abri[21] en évitant les milieux ouverts peu régénérés[22].

Modèle de qualité d'habitat

Le modèle intégré au calcul est une version modifiée des clés proposées par Potvin et al. (2006) pour la pessière et par Blanchette et Hénault (2008) pour les domaines de la sapinière et de l'érablière[23] (tableau 1). Pour le domaine de la pessière, la clé ne caractérise que les besoins en nourriture, l'abri n'étant généralement pas limitant. Pour les domaines de la sapinière et de l'érablière, des cotes sont attribuées pour les fonctions de nourriture et d'abri. Les cotes sont basées sur la composition et la hauteur :

- nourriture – Les meilleurs peuplements sont ceux qui offrent la plus forte quantité de brout. La plus forte valeur est attribuée aux jeunes strates et, pour les domaines de la sapinière et de l'érablière, aux strates dominées par les feuillus tolérants à l'ombre.
- abri – Les peuplements offrant une surface terrière en résineux supérieure à 13 m²/ha constituent de bons peuplements d'abri[24]. Les meilleures cotes sont attribuées aux peuplements résineux et mixtes à dominance résineuse de 7 m et plus de hauteur.

Variables de suivi

Le modèle évalue le pourcentage de la superficie forestière productive d'un territoire constitué de chaque type d'habitat et de chaque classe de qualité (bonne, moyenne ou pauvre). Par défaut, ces pourcentages sont calculés à l'échelle des UTR ou des COS.

[19] Courtois et al. (1998), Samson et al. (2002), Dussault et al. (2006).
[20] Samson et al. (2002), Dussault et al. (2004).
[21] Courtois et Beaumont (2002), Courtois et al. (2002), Dussault et al. (2004, 2006).
[22] Potvin et al. (1999, 2005), Courtois et al. (1998, 2002).
[23] Ce modèle a été préféré aux autres modèles disponibles pour le Québec tels que celui de Courtois (1993) ou Dussault et al. (2006). Bien que le modèle de Dussault et al. (2006) soit basé sur des données directes de sélection d'habitat et ait été validé (pour la sapinière à bouleau blanc), celui-ci intègre une valeur d'entremêlement des peuplements qui ne peut être modélisée.
[24] Dussault et al. (2006).

Tableau 1. Clé d'évaluation de l'habitat de l'orignal.

Type de milieu[a]	Cote d'habitat[b]	
	Nourriture	Abri
Pessière		
< 1,5 m	3	–
≥ 1,5 et < 7 m	1	–
F, M, R avec sapin; ≥ 7 m	2	–
R sans sapin; ≥ 7 m	3	–
Sapinière et érablière		
< 1,5 m	3	3
≥ 1,5 et < 4 m	1	3
F, M; ≥ 4 et < 7 m	2	3
R; ≥ 4 et < 7 m	3	3
R ou M(R) avec sapin; ≥ 7 m	2	1
R ou M(R) sans sapin; ≥ 7 m	3	1
Fi, M(Fi); ≥ 7 m	2	2
Ft, M(Ft); ≥ 7 m	1	2

[a] Composition : F : résineux < 25 % de la surface terrière (ST) de la strate; M(F) : résineux entre 25 et 49,9 % de la ST; M(R) : résineux entre 50 et 74,9 % de la ST; R : résineux entre 75 et 100 % de la ST; R ou M(R) avec sapin : sapin ≥ 25 % de la ST en résineux); R ou M(R) sans sapin : sapin < 25 % de la ST en résineux; Fi ou M(Fi) : feuillus intolérants à l'ombre ≥ 50 % de la ST en feuillus; Ft ou M(Ft) : feuillus intolérants à l'ombre < 50 % de la ST en feuillus. Hauteur : hauteur moyenne (83 % de la hauteur dominante).
[b] Cote : 1 : habitat de bonne qualité, 2 : habitat de qualité moyenne; 3 : habitat de qualité pauvre.

Limites du modèle

Le modèle est basé sur des avis d'experts et sur la littérature scientifique récente, mais il n'est pas validé. Le modèle ne distingue pas les variations de sélection d'habitat entre les saisons ou les sexes. Cependant, il tient compte des types d'habitat les plus fréquemment utilisés par les mâles et les femelles tout au long du cycle annuel de l'espèce[24].

Les peuplements d'abri et de nourriture doivent être en quantité suffisante et bien répartis à l'intérieur du domaine vital de l'espèce (~ 40 à 100 km²)[25]. Ceci contribue à maintenir des occasions de récolte (chasse) sur l'ensemble du territoire[26]. Dans le cadre du calcul, l'évaluation se fait à une échelle se rapprochant du domaine vital de l'orignal. Cependant, la répartition fine des peuplements et la qualité de l'entremêlement ne peuvent être évaluées. Ainsi, une évaluation lors de la planification opérationnelle et un ajustement des secteurs de récolte peuvent être nécessaires afin de s'assurer d'une répartition adéquate des habitats à l'intérieur de l'entité territoriale.

[25] Courtois et Crête (1988), Dussault et al. (2005), Jacqmain et al. (2008).
[26] Hénault et al. (1999), Courtois et al. (2001), Jacqmain et al. (2008).

Martre d'Amérique

Crédit photo : Luc Farrell

Habitat

La martre affectionne les peuplements à structure complexe (ex. : végétation multi-étagée, débris ligneux). Cette structure favorise ses proies (ex. : lièvre, tétras, petits mammifères) et lui procure un couvert de protection contre les prédateurs (ex. : oiseaux de proies, canidés). Les débris ligneux et les jeunes tiges résineuses interceptent la neige et créent des accès sous-niveaux servant de site de repos ou facilitant la chasse. Les peuplements résineux et mixtes, en particulier les vieux peuplements, ainsi que les peuplements plus jeunes ayant subi une épidémie légère ou un chablis partiel offrent une structure complexe favorable à la martre[27]. La martre est sensible à l'aménagement forestier : elle évite les coupes récentes et les milieux ouverts et ne tolère pas plus de 25 à 40 % de jeunes peuplements dans son domaine vital pendant la saison hivernale[28].

Modèle de qualité d'habitat

Le modèle de qualité d'habitat intégré au calcul est une version modifiée des clés proposées par Potvin et al. (2006) pour la pessière et par Blanchette et Hénault (2008) pour les domaines de la sapinière et de l'érablière[29] (tableau 2). Ce modèle évalue l'habitat annuel, ce qui inclut l'habitat hivernal critique pour l'espèce. Les cotes sont basées sur deux variables principales : la composition et la hauteur. De façon générale, les meilleures cotes sont attribuées aux peuplements résineux et mixtes à dominance résineuse de plus de 7 m de hauteur.

Deux variantes de cotes sont proposées – une pour le domaine de la pessière et l'autre pour les domaines de la sapinière et de l'érablière – afin de prendre en considération les différences régionales dans la disponibilité des habitats.

Variables de suivi

Le modèle intégré au calcul évalue le pourcentage de la superficie forestière productive d'un territoire qui est constitué de chaque classe de qualité (bonne, moyenne ou pauvre). Par défaut, ces pourcentages sont calculés à l'échelle des UTR ou des COS.

Tableau 2. **Clé d'évaluation de la martre d'Amérique.**

Type de milieu[a]	Cote d'habitat[b]
Pessière	
< 4 m	3
F, M(F); ≥ 4 et < 7 m	3
R, M(R); ≥ 4 et < 7 m	2
F; ≥ 7 m	3
R; ≥ 7 m; < 100 ans	2
R; ≥ 7 m; ≥ 100 ans	1
M(F), M(R); ≥ 7 m	1
Sapinière et érablière	
< 7 m	3
R, M(R); ≥ 7 m	1
M(F); ≥ 7 et < 12 m	2
F; ≥ 7 et < 12 m	3
M(Fi); ≥ 12 m	2
F, M(Ft); ≥ 12 m	3

[a] Composition : F : résineux < 25 % de la surface terrière (ST) de la strate; M(F) : résineux entre 25 et 49,9 % de la ST; M(R) : résineux entre 50 et 74,9 % de la ST; R : résineux entre 75 et 100 % de la ST; M(Fi) : feuillus intolérants à l'ombre > 50 % de la ST en feuillus; M(Ft) : feuillus intolérants à l'ombre < 50 % de la ST en feuillus. Hauteur : hauteur moyenne (83 % de la hauteur dominante).

[b] Cote : 1 : habitat de bonne qualité; 2 : habitat de qualité moyenne; 3 : habitat de qualité pauvre.

Limites du modèle

Le modèle est basé sur des avis d'experts et sur la littérature scientifique récente, mais il n'est pas validé.

La proportion de jeunes peuplements (< 20 ans) ne devrait pas dépasser 25 à 40 % de la superficie, à l'échelle du domaine vital (~ 5 km^2 pour les femelles et 10 km^2 pour les mâles)[30]. Cependant, dans le cadre du calcul, l'évaluation de la quantité d'habitat se fait sur de plus vastes territoires. Par conséquent, bien que la quantité d'habitat de bonne qualité puisse être suffisante à cette échelle, la répartition des habitats pourrait ne pas être adéquate à l'échelle du domaine vital. Ainsi, une évaluation lors de la planification opérationnelle et un ajustement des secteurs de récolte peuvent être nécessaires afin de s'assurer d'une répartition adéquate des habitats à l'intérieur de l'entité territoriale.

[27] Chapin et al. (1997).
[28] Chapin et al. (1998), Potvin et al. (2000).
[29] Ce modèle a été préféré au modèle d'IQH (Larue 1993), car il intègre des connaissances plus récentes sur les préférences d'habitat. Il a également été choisi à la place de la clé d'évaluation du potentiel d'habitat (FAPAQ 2000); ce dernier évalue la densité du couvert, ce qui ne peut être intégré lors du calcul.

[30] Potvin et al. (2000).

Tétras du Canada

Habitat

Le tétras du Canada est une espèce associée aux forêts résineuses denses de la forêt boréale. Cette espèce utilise principalement des forêts hautes à dominance résineuse et au couvert arbustif et arborescent relativement dense[31]. Ces peuplements répondent à ses besoins alimentaires (aiguilles de conifères) et offrent un couvert de protection efficace contre les prédateurs. Les besoins en habitat varient selon le sexe, le statut reproducteur et les saisons[32].

Modèle de qualité d'habitat

Le modèle de qualité d'habitat intégré au calcul correspond à la clé de Blanchette et Hénault (2008)[33]. Le modèle s'applique à l'ensemble des zones forestières du Québec[34]. Il évalue deux fonctions d'utilisation, soit l'habitat de reproduction et l'habitat d'élevage des couvées (tableau 3). Les cotes sont basées sur la composition et la hauteur :

- reproduction – Cet habitat est utilisé par les individus des deux sexes pendant la période de reproduction et d'autres périodes du cycle annuel (ex. : période de mue, automne, confinement hivernal). Le modèle attribue la meilleure cote aux peuplements résineux de plus de 7 m de hauteur. La présence de feuillus et de sapin[35] diminue la cote.
- élevage des couvées – Cet habitat est utilisé par les femelles lors de la période d'élevage des couvées. Il inclut généralement des peuplements résineux de hauteur plus faible que ceux utilisés à d'autres périodes de l'année. La meilleure cote est attribuée aux peuplements résineux d'une hauteur de 4 à 7 m.

Les peuplements qui ont subi des traitements d'éducation, tels que l'EPC et l'EC, sont considérés comme « pauvres »[36]. Ces traitements entraînent une

Tableau 3. **Clé d'évaluation de l'habitat du tétras du Canada.**

Type de milieu[a, b]	Cote d'habitat[c]	
	Reproduction	Élevage des couvées
R sans sapin; ≥ 7 m	1	2
R avec sapin; ≥ 7 m	2	3
M sans sapin; ≥ 7 m	2	2
R ou M sans sapin; 4 à 7 m	2	1
R ou M avec sapin; 4 à 7 m	3	2
Autre milieu	3	3

a Composition : M : résineux entre 25 et 74,9 % de la (ST) de la strate; R : résineux entre 75 et 100 % de la ST; R ou M avec sapin : sapin ≥ 25 % de la ST en résineux; R ou M sans sapin : sapin < 25 % de la ST en résineux; Hauteur : hauteur moyenne (83 % de la hauteur dominante).

b Les cotes s'appliquent aux peuplements qui n'ont pas subi d'EPC ou d'EC (depuis 5 ans). Les peuplements ainsi traités sont considérés comme « pauvres » (cote = 3)

c Cote : 1 : habitat de bonne qualité; 2 : habitat de qualité moyenne; 3 : habitat de qualité pauvre.

diminution du couvert latéral et vertical qui rend ces sites peu propices aux tétras[37].

Variables de suivi

Le modèle intégré au calcul permet d'évaluer le pourcentage de la superficie forestière productive d'un territoire qui est constitué de chaque type d'habitat et de chaque classe de qualité (bonne, moyenne ou pauvre). Par défaut, ces pourcentages sont calculés à l'échelle des UTR ou des COS.

Limites du modèle

Le modèle est basé sur la littérature récente, sur des avis d'experts ainsi que sur des travaux récents menés dans diverses régions du Québec[38]. Cependant, le modèle n'est pas validé.

Les différents types d'habitats doivent être présents en quantité suffisante[39] à l'intérieur du domaine vital (~ 20 à 80 ha)[40]. Toutefois, dans le cadre du calcul, l'évaluation de la quantité d'habitat se fait sur de plus vastes territoires. De plus, la taille et la configuration des habitats disponibles influent également sur la qualité de l'habitat[41]. Ces composantes spatiales ne peuvent être modélisées dans le cadre du calcul. Ainsi, une évaluation lors de la planification opérationnelle et un ajustement des secteurs de récolte peuvent être nécessaires afin de s'assurer d'une répartition adéquate des habitats à l'intérieur de l'entité territoriale.

31 Allan (1985), Boag et Schroeder (1992), Lemay et al. (1998).
32 Allan (1985), Lemay et al. (1998).
33 Le modèle de Blanchette et Hénault (2008) a été préféré au modèle de Potvin et al. (2006) qui ne distingue pas les deux types d'habitat généralement fréquentés par l'espèce au cours de son cycle annuel. Le modèle d'IQH de Tweddell et al. (2000) évalue également les deux types d'habitat. Cependant, celui-ci prend en considération la densité du couvert et la qualité des peuplements adjacents, ce qui ne peut être modélisé au calcul.
34 Les études menées jusqu'à présent au Québec (Abitibi, Lac-Saint-Jean et Anticosti) montrent des préférences d'habitat similaires entre les régions. Se référer aux synthèses de Boag et Schroeder (1992) et Tweddell et al. (2000).
35 Les peuplements d'épinettes sont de meilleure qualité, car ils sont caractérisés par la présence d'éricacées en sous-étage, une source importante de nourriture l'été, et par la présence de mélèzes, une source importante de nourriture de transition entre l'automne et l'hiver.
36 Ceci est un ajout par rapport au modèle d'origine de Blanchette et Hénault (2008).
37 Allan (1985), Lemay et al. (1998), Bélanger (2000), Lycke et al. (2011).
38 Lemay et al. (1998), Girard (1999), Turcotte et al. (2000), Ruché (2005), Blanchette et Hénault (2008), Lycke et al. (2011).
39 Ces seuils ne sont pas connus actuellement.
40 Girard (1999), Turcotte et al. (2000), Tweddell et al. (2000).
41 Girard (1999), Turcotte et al. (2000), Ruché (2005), Potvin et Courtois (2006).

Gélinotte huppée

Crédit photo : Maxim Larrivée

Habitat

La gélinotte huppée est une espèce associée aux forêts feuillues et mixtes, à prédominance de peupliers et de bouleaux[42]. Au Québec, les densités les plus élevées sont observées dans les domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau blanc, de la sapinière à bouleau jaune et de l'érablière à bouleau jaune. Les gélinottes, en particulier les femelles, utilisent différents types d'habitats au cours d'une année. Pour être de bonne qualité, un territoire doit être constitué d'une quantité suffisante d'habitats servant au tambourinage, à la nidification, à l'élevage des couvées et au confinement hivernal.

Modèle de qualité d'habitat

Le modèle de qualité d'habitat intégré au calcul correspond à la clé d'évaluation de l'habitat développée par Blanchette et al. (2010)[43]. Le MQH a été conçu pour être appliqué aux domaines de l'érablière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau jaune, mais il est adapté pour l'ensemble des zones forestières. Ce modèle évalue trois types d'habitat importants pour les femelles adultes, soit l'habitat de nidification, l'habitat d'élevage des couvées et l'habitat d'hivernage[44] (tableau 4). La clé attribue aux différents peuplements une fonction d'habitat saisonnier, principalement sur la base de la composition et la hauteur :

- nidification – Les nids sont généralement localisés dans des peuplements matures dominés par les feuillus.
- élevage des couvées – La femelle élève sa couvée dans des peuplements de gaulis denses, qu'ils soient feuillus ou mixtes. Les peuplements qui ont subi des éclaircies précommerciales depuis moins de 5 ans ne sont pas considérés comme adéquats[45].
- hivernage – Cet habitat doit offrir un couvert résineux servant de protection tout en offrant des ramilles et des bourgeons d'essences feuillues. Les peuplements mixtes (à dominance feuillue ou résineuse) de plus de 7 m de hauteur sont considérés comme de bons habitats.

[42] Blanchette (1995), Blanchette et al. (2010).
[43] Ce modèle a été préféré au modèle d'IQH (Blanchette 1995), car il est basé sur des données empiriques récentes d'utilisation de l'habitat au Québec. Une validation avait démontré un faible pouvoir prédictif du modèle IQH (Blanchette et al. 2002). De plus, la clé permet d'évaluer chaque type d'habitat séparément, ce qui facilite l'identification des carences en habitat.
[44] Blanchette et al. (2007), Giroux et al. (2007), Blanchette et al. (2010).
[45] Bélanger (2000).

Tableau 4. *Clé d'évaluation de l'habitat de la gélinotte huppée.*

Fonction d'utilisation	Type de milieu[a]
Nidification	F, M(F); ≥ 17 m
Élevage des couvées	< 7 m; régénération feuillue ou mixte (végétations potentielles autres que résineuses[b]); non traité par une EPC depuis 5 ans[c]
Hivernage	M; ≥ 7 m

[a] Composition : F : résineux < 25 % de la surface terrière (ST) de la strate; M : résineux entre 25 et 74,9 % de la ST; M(F) : résineux entre 25 et 49,9 % de la ST; Hauteur : hauteur moyenne (83 % de la hauteur dominante).
[b] Les végétations potentielles résineuses sont celles de composition RB (pessière blanche), RC (cédrière), RE (pessière noire), RP (pinède) et RT (prucheraie).
[c] Dans le modèle d'origine, les aulnaies sont également considérées comme un habitat propice à l'élevage des couvées. Cependant, aux fins du calcul, les superficies forestières non productives ne sont pas utilisées pour faire les portraits statistiques.

Variables de suivi

Le modèle intégré au calcul permet de calculer le pourcentage de la superficie forestière productive d'un territoire qui est constitué de chaque type d'habitat. Par défaut, ces pourcentages sont calculés à l'échelle des UTR ou des COS.

Limites du modèle

Le modèle est basé sur des analyses de préférence d'habitats pour les femelles dans la réserve faunique de Portneuf (suivis télémétriques), mais il n'est pas validé. Une validation du modèle dans la région d'origine ainsi que dans d'autres portions de l'aire de répartition de l'espèce permettrait d'augmenter la fiabilité du modèle et de l'ajuster au besoin.

Bien que le modèle soit basé sur l'habitat des femelles, il peut également répondre aux besoins des mâles. Par exemple, l'habitat utilisé pour le tambourinage (des peuplements feuillus en régénération ou jeunes) peut correspondre à l'habitat d'élevage des couvées ou à l'habitat d'hivernage.

Pour être de bonne qualité sur une base annuelle, le domaine vital des femelles (~ 40 à 80 ha) doit être constitué d'une superficie suffisante de chaque type d'habitat. Ces seuils correspondent à 32 % en habitat d'élevage de couvées et 11 % en habitat d'hivernage[46]. Dans le cadre du calcul cependant, l'évaluation de la quantité d'habitat se fait sur de plus vastes territoires que l'échelle du domaine vital. Ainsi, une évaluation lors de la planification opérationnelle et un ajustement des secteurs de récolte peuvent être nécessaires afin de s'assurer d'une répartition adéquate des habitats à l'intérieur de l'entité territoriale.

[46] Une faible superficie d'habitat de nidification, de l'ordre de 1 ha, est nécessaire (Blanchette et al. 2010).

Références citées dans l'annexe

Allan, T.A. 1985. Seasonal changes in habitat use by Maine spruce grouse. Revue canadienne de zoologie, 63 : 2738-2742.

Bélanger, G. 2000. Impacts des éclaircies précommerciales sur l'habitat d'élevage de la Gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) et du Tétras du Canada (*Dendragapus canadensis*) en Gaspésie (Québec). Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie–Îles-de-la-Madeleine, Société de la faune et des parcs du Québec, Québec, Qc, 53 p.

Blanchette, P. 1995. Développement d'un modèle d'indice de qualité de l'habitat pour la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction générale de la ressource faunique et des parcs, Gestion intégrée des ressources, et ministère des Ressources naturelles. Document technique 95/1, 39 p.

Blanchette, P., J.-C. Bourgeois, P. Courchesne, I. Chartier et I. Parent. 2002. Validation du modèle d'indice de qualité de l'habitat (IQH) de la gélinotte huppée à l'échelle du paysage en Mauricie. Rapport des activités 2001-2002 présenté à Fondation Héritage Faune et Kruger inc., Scierie Parent. Société de la faune et des parcs du Québec et Université du Québec à Trois-Rivières, Qc, 81 p.

Blanchette, P., J.-C. Bourgeois et S. St-Onge. 2007. Ruffed grouse winter habitat use in mixed softwood-hardwood forests, Québec, Canada. Journal of Wildlife Management, 71 : 1758-1764.

Blanchette, P. et M. Hénault. 2008. Avis sur la méthode d'évaluation de la qualité de l'habitat proposée par Potvin et al. (2006). Bureau du forestier en chef, document interne, 6 p.

Blanchette, P., P.-É. Lafleur, É. Deslauriers, W. Giroux et J.-C. Bourgeois. 2010. Guide d'aménagement de l'habitat de la gélinotte huppée pour les forêts mixtes du Québec. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Société de la gélinotte huppée inc. et Fondation de la faune du Québec, Québec, Qc, 55 p.

Boag, D.A. et M.A. Schroeder. 1992. Spruce Grouse (*Falcipennis canadensis*). *Dans* Poole, A., P. Stettenheim et F. Gill (*éditeurs*). The birds of North America. Issue n° 5, Philadelphia, Penn., USA. http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/005/articles/introduction (consulté le 28 octobre 2013)

Brooks, R.P. 1997. Improving habitat suitability index models. Wildlife Society Bulletin, 25(1) : 163-167.

Chapin, T.G., D.J. Harrison et D.D. Katnik. 1998. Influence of landscape pattern on habitat use by American marten in an industrial forest. Conservation Biology, 12(6) : 1327-1337.

Chapin, T.G., D.J. Harrison et D.M. Phillips. 1997. Seasonal habitat selection by marten in an untrapped forest preserve. Journal of Wildlife Management, 61(3) : 707-717.

Courtois, R. 1993. Description d'un indice de qualité d'habitat pour l'orignal (*Alces alces*) au Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la ressource faunique, Gestion intégrée des ressources. Document technique 93/1, 56 p.

Courtois, R. et A. Beaumont. 2002. A preliminary assessment on the influence of habitat composition and structure on moose density in clearcuts of north-western Québec. Alces, 38 : 167-176.

Courtois, R. et M. Crête. 1988. Déplacements quotidiens et domaines vitaux des orignales du sud-ouest du Québec. Alces, 24 : 78-89.

Courtois, R., C. Dussault et F. Potvin. 2002. Habitat selection by moose (*Alces alces*) in clear-cut landscapes. Alces, 38 : 177-192.

Courtois, R., J.-P. Ouellet et A. Bugnet. 2001. Moose Hunters' perceptions of forest harvesting. Alces, 37 : 19-33.

Courtois, R., J.-P. Ouellet et B. Gagné. 1998. Characteristics of cutover used by moose (*Alces alces*) in early winter. Alces, 34 : 201-211.

Dussault, C., R. Courtois, J. Huot et J.-P. Ouellet. 2001. The use of forest maps for the description of wildlife habitats: limits and recommendations. Revue canadienne de recherche forestière, 31 : 1227-1234.

Dussault, C., R. Courtois et J.-P. Ouellet. 2006. A habitat suitability index model to assess moose habitat selection at multiple spatial scales. Revue canadienne de recherche forestière, 36 : 1097-1107.

Dussault, C., R. Courtois, J.-P. Ouellet et I. Girard. 2005. Space use of moose in relation to food availability. Revue canadienne de zoologie, 83 : 1431-1437.

Dussault, C., R. Courtois, J.-P. Ouellet, J. Huot et L. Breton. 2004. Effet des facteurs limitatifs sur la sélection de l'habitat par l'orignal : une étude de trois ans dans le parc de la Jacques-Cartier. Naturaliste canadien, 128(2) : 38-45.

FAPAQ. 2000. Clé d'évaluation du potentiel d'habitat de la martre d'Amérique (*Martes americana*). Gouvernement du Québec, Société de la faune et des parcs du Québec, Québec, Qc.

Girard, C. 1999. Comparaison de l'utilisation de différents types de structures de forêt résiduelle par le Tétras du Canada (*Falcipennis canadensis*). Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, Qc, 76 p.

Giroux, W., P. Blanchette, J.-C. Bourgeois et G. Cabana. 2007. Ruffed grouse brood habitat use in mixed softwood-hardwood nordic-temporate forests, Quebec, Canada. Journal of Wildlife Management, 71 : 87-95.

Hénault, M., L. Bélanger, A.R. Rodgers, G. Redmond, K. Morris, F. Potvin, R. Courtois, S. Morel et M. Mongeon. 1999. Moose and forest ecosystem management: the biggest beast but not the best. Alces, 3 : 213-225.

Jacqmain, H., C. Dussault, R. Courtois et L. Bélanger. 2008. Moose-habitat relationships: integrating local Cree native knowledge and scientific findings in northern Quebec. Revue canadienne de recherche forestière, 38 : 3120-3132.

LaRue, P. 1993. Développement d'un indice de qualité de l'habitat pour la martre d'Amérique (*Martes americana* Turton) au Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la ressource faunique, Gestion intégrée des ressources. Document technique 92/7, 34 p.

Lemay, Y., J. Ferron, J.-P. Ouellet et R. Couture. 1998. Habitat selection and nesting success of a spruce grouse population (*Falcipennis canadensis*) introduced on Anticosti Island (Quebec). Canadian Field-Naturalist, 112 : 267-275.

Lycke, A., L. Imbeau et P. Drapeau. 2011. Effects of commercial thinning on site occupancy and habitat use by spruce grouse in boreal Quebec. Revue canadienne de recherche forestière, 41 : 501-508.

Potvin, F., L. Bélanger et K. Lowell. 2000. Marten habitat selection in a clearcut boreal landscape. Conservation Biology, 14(3) : 844-857.

Potvin, F., N. Bertrand et R. Walsh. 2006. Évolution de l'habitat d'espèces fauniques de la forêt boréale dans un secteur de coupe intensive sur une période de 25 ans. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, Qc, 28 p.

Potvin, F., L. Breton et R. Courtois. 2005. Response of beaver, moose, and snowshoe hare to clear-cutting in a Quebec boreal forest: a reassessment 10 years after cut. Revue canadienne de recherche forestière, 35 : 151-160.

Potvin, F. et R. Courtois. 2006. Incidence of spruce grouse in residual forest strips within large clear-cut boreal forest landscapes. Northeastern Naturalist, 13 : 507-520.

Potvin, F., R. Courtois et L. Bélanger. 1999. Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec boreal forest: multiscale effects and management implications. Revue canadienne de recherche forestière, 29 : 1120-1127.

Roloff, G.J. et B.J. Kernohan. 1999. Evaluating reliability of habitat suitability index models. Wildlife Society Bulletin, 27(4) : 973-985.

Ruché, D. 2005. Influence de la dispersion des coupes totales et du traitement en coupes partielles sur la qualité d'habitat du Tétras du Canada dans la pessière noire à mousses de l'ouest du Québec. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal, Qc, 69 p.

Samson, C., C. Dussault, R. Courtois et J.-P. Ouellet. 2002. Guide d'aménagement de l'habitat de l'orignal. Société de la faune et des parcs du Québec, Fondation de la faune du Québec et ministère des Ressources naturelles, Sainte-Foy, Qc, 48 p.

Turcotte, F., R. Courtois, R. Couture et J. Ferron. 2000. Impact à court terme de l'exploitation forestière sur le Tétras du Canada (*Falcipennis canadensis*). Revue canadienne de recherche forestière, 30 : 202-210.

Tweddell, S., Y. Lemay et A. Caron. 2000. Modèle d'indice de qualité de l'habitat pour le tétras du Canada (*Dendragapus canadensis*) au Québec. Université du Québec à Rimouski, pour Société de la faune et des parcs du Québec, Rimouski, Qc, 20 p.

4.7 Cerf de Virginie

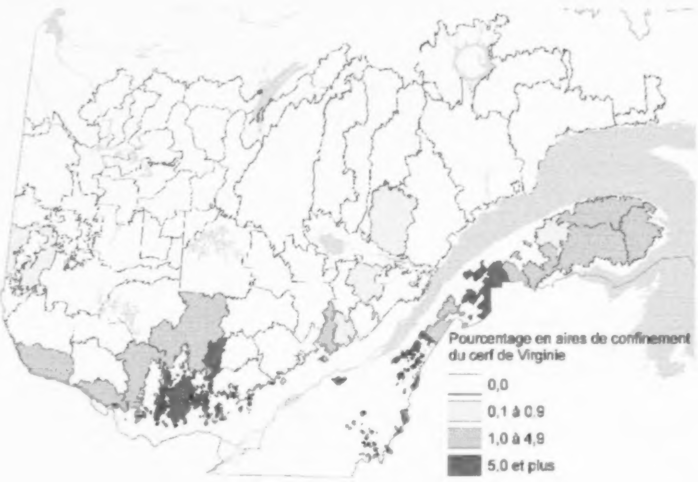
Les aires de confinement constituent des habitats essentiels pour les populations de cerfs de Virginie. Pour en assurer la qualité, les interventions sylvicoles doivent permettre de maintenir une quantité suffisante d'abri et de nourriture à long terme. Le suivi des superficies de peuplements satisfaisant les besoins du cerf, via l'utilisation d'un modèle de qualité d'habitat, contribue à la prise en considération de cet objectif dans le calcul des possibilités forestières.

Crédit photo : Ministère des Ressources naturelles

Préoccupation

Les aires de confinement (ravages) constituent des habitats essentiels pour les populations de cerfs de Virginie. En raison de leurs caractéristiques (ex. : types de peuplements forestiers, topographie), ces territoires offrent une protection contre le climat hivernal rigoureux[1]. Au Québec, les cerfs utilisent près de 300 ravages reconnus (≥ 250 ha)[2] couvrant une superficie totale de 7 449 km^2 (en excluant l'Île d'Anticosti). Environ 40 % de cette superficie est en forêt publique (figure 1). Ces ravages sont utilisés année après année, constituant ainsi un habitat clé pour le maintien des populations, contrairement aux ravages plus petits (< 250 ha) qui sont parfois utilisés temporairement.

La quantité d'abri est essentielle dans une aire de confinement. La qualité de l'abri dépend de la composition du peuplement et de la densité du couvert arborescent. Les peuplements résineux matures et denses offrent les meilleures conditions d'abri[3]. Ces caractéristiques limitent l'accumulation de neige au sol, ce qui facilite les déplacements et réduit les dépenses énergétiques du cerf. Le pourcentage de peuplements adéquats pour l'abri (peuplements « *abri* ») dans les aires de confinement varie naturellement selon les régions, passant de 7 % dans les domaines de l'érablière à 35 % dans les domaines de la sapinière (tableau 1). Une forte quantité d'abri est essentielle pour les populations de l'est du Québec, là où les conditions hivernales sont les plus rigoureuses[4].



Source : Compilation du Bureau du forestier en chef

Figure 1. Pourcentage des unités d'aménagement en aires de confinement du cerf de Virginie.

La quantité de nourriture dans les aires de confinement doit être suffisante pour combler le besoin énergétique hivernal des cerfs[5]. Le cerf se nourrit principalement des ramilles d'arbres et d'arbustes de moins de 2,25 m de hauteur[6]. La quantité de nourriture nécessaire varie selon la densité de cerfs et la rigueur de l'hiver. Par exemple, 10 000 tiges/ha d'essences prisées[7] par le cerf sont nécessaires pour une densité de 20 cerfs/km^2 en période hivernale.

1 Germain et al. (1991), Hébert et al. (2013).
2 Hébert et al. (2013). Selon le Règlement sur les habitats fauniques, une aire de confinement est un territoire forestier ou boisé d'une superficie d'au moins 250 ha, caractérisé par la présence de cerfs de Virginie durant l'hiver alors que l'épaisseur de la couche nivale dépasse 40 cm dans la partie du Québec au sud du fleuve Saint-Laurent et à l'ouest de la rivière Chaudière ou 50 cm ailleurs.
3 Huot (1974), Dumont et al. (1998), Hébert et al. (2013).
4 Potvin et al. (1981).
5 Dumont et al. (2000).
6 Dumont et al. (1998).
7 Les principales essences ligneuses dont se nourrit le cerf sont l'érable à épis, le noisetier à long bec, le thuya occidental, l'érable rouge, l'érable de Pennsylvanie, le cornouiller stolonifère et la pruche du Canada (Hébert et al. 2013).

Tableau 1. Cibles et seuils pour les peuplements *abri* et *nourriture-abri* dans les aires de confinement du cerf de Virginie par secteur[8]. Les cibles correspondent aux proportions moyennes de peuplements *abri* et *nourriture-abri* observées dans les ravages de chaque secteur. Les seuils correspondent à 50 % des cibles.

Secteurs	Abri (%)		Nourriture-abri (%)	
	Cible	Seuil	Cible	Seuil
Érablière à caryer cordiforme et érablière à tilleul	7	3,5	25	12,5
Érablière à bouleau jaune au nord du fleuve Saint-Laurent	15	7,5	25	12,5
Érablière à bouleau jaune au sud du fleuve Saint-Laurent	25	12,5	25	12,5
Sapinière à bouleau jaune et sapinière à bouleau blanc	35	17,5	25	12,5

L'abri et la nourriture doivent être suffisamment rapprochés. Pendant l'hiver, le domaine vital du cerf est de l'ordre de 100 ha et les déplacements sont minimisés entre les sites d'abri et de nourriture[9]. En situation d'enneigement supérieur à 50 cm, le cerf se nourrit principalement dans les peuplements en régénération qui bordent les sites d'abri. Par conséquent, les aires de coupe de petite superficie et de forme irrégulière augmentent la quantité de lisières favorables au cerf. Les peuplements mixtes sont souvent préférés par les cerfs puisqu'ils offrent à la fois de la nourriture et des bouquets de conifères servant d'abri[10]. D'ailleurs, les ravages des différentes régions du Québec présentent généralement des proportions variant entre 20 et 30 % de peuplements qui offrent à la fois de la nourriture et de l'abri (peuplements *nourriture-abri*, tableau 1)[11].

Les interventions forestières peuvent modifier la qualité des aires de confinement. Les activités de récolte peuvent être favorables au cerf en procurant une nourriture abondante à court terme. Cependant, une trop forte concentration des coupes peut diminuer la quantité d'abri. De plus, les coupes de grande superficie réduisent l'accessibilité à la nourriture, une forte portion du parterre en régénération étant éloignée de la bordure des peuplements *abri*[12]. Enfin, la récolte des peuplements en bordure des plans d'eau – des sites fortement fréquentés par le cerf[13] – ainsi que des peuplements utilisés comme corridors de déplacement[14] diminue la qualité de ces habitats.

> **Encadré 1. Le cas particulier de la population de l'Île d'Anticosti[15]**
>
> Le cerf de Virginie a été introduit sur l'Île d'Anticosti à la fin du 19e siècle. Aujourd'hui, la population se chiffre à plus de 120 000 individus, soit plus de 20 cerfs/km². Cette forte densité nuit à la régénération, en particulier à celle du sapin baumier. Depuis 1930, le remplacement graduel des sapinières, les peuplements préférés par le cerf sur l'île, par les pessières blanches a entraîné une dégradation de l'habitat hivernal du cerf. Cette problématique propre à l'Île d'Anticosti requiert une stratégie d'aménagement particulière qui n'est pas traitée dans ce fascicule.

Aménagement forestier

Objectif

L'objectif d'aménagement consiste à maintenir ou à améliorer la capacité de support des aires de confinement afin de favoriser les populations de cerfs de Virginie à long terme[16]. Des stratégies particulières d'aménagement y sont préconisées (encadré 2). Celles-ci visent à maintenir, à long terme, des peuplements offrant abri et nourriture. Ces stratégies varient entre les aires de confinement de manière à répondre aux problématiques propres à chacune (ex. : déficit en abri, déficit en nourriture).

Moyens d'aménagement

La stratégie sylvicole ainsi que la répartition des interventions dans le temps et l'espace sont planifiées de manière à maintenir ou à améliorer les conditions d'abri et de nourriture au sein de chaque aire de confinement.

8 Hébert et al. (2013).
9 Lesage et al. (2000).
10 Huot (1974), Dumont et al. (1998), Dwayne et al. (2001).
11 Germain et al. (1991), Hébert et al. (2013).
12 Potvin et Morasse (1988).
13 Les cerfs utilisent fortement les premiers 150 m du milieu forestier riverain (LaRue et al. 1994).
14 Corridors boisés résineux fréquentés par les cerfs permettant de relier des sites d'abri et de nourriture ainsi que des points d'eau.
15 Potvin et al. (2003), Lefort et al. (2007), Beguin et al. (2009), Hébert et al. (2013).
16 Les tailles des populations visées sont définies régionalement dans les plans de gestion du cerf de Virginie.

Encadré 2. Engagement gouvernementaux

Plans d'aménagement des ravages

- Les aires de confinement sont des habitats fauniques cartographiés et protégés en vertu du Règlement sur les habitats fauniques de la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune. Sur les quelque 300 aires de confinement cartographiées, 114 sont inscrites au Registre des aires protégées.
- Selon le projet de Stratégie d'aménagement durable des forêts[17], les aires de confinement de 500 ha et plus en forêt publique sont soumises à un plan d'aménagement particulier. Ce plan intègre les dispositions énoncées dans le *Guide d'aménagement des ravages de cerfs de Virginie*.
- Pour les aires de confinement de 250 à 500 ha, les interventions prévues doivent prendre en considération les exigences particulières du cerf.

Futur règlement sur l'aménagement durable des forêts17

- Les modalités concernant les aires de confinement s'appliquent à toutes les aires de confinement de 250 ha et plus.
- Aucune intervention forestière ne doit avoir lieu dans les 20 premiers mètres de la lisière boisée conservée en bordure d'un marais, d'un lac ou d'un cours d'eau permanent.
- Lorsque la lisière boisée prévue est élargie à plus de 20 m pour répondre à des besoins d'aménagement de l'habitat, une récolte partielle maximale de 40 % des tiges marchandes ou de la surface terrière est permise au-delà des 20 premiers mètres de la lisière boisée.
- Les autres modalités touchent à la superficie maximale des aires de coupe, au maintien de lisières boisées (entre les aires de coupes ou entre une aire de confinement et la forêt avoisinante), à la protection de la régénération résineuse préétablie et à la largeur maximale de l'emprise d'un chemin.

Abri

Pour maintenir ou augmenter la quantité d'abri, les interventions forestières doivent favoriser le maintien du couvert résineux et la régénération en essences résineuses. L'aménagement des aires de confinement vise une normalisation de l'abri. Les interventions peuvent prendre la forme de coupes totales ou de coupes partielles (tableau 2).

Les essences résineuses importantes pour l'abri sont à protéger ou à favoriser lors des interventions sylvicoles (tableau 3). Les cédrières et les prucheraies sont des peuplements à haute valeur d'abri pour le cerf et devraient être maintenues. La récolte dans les sapinières est possible lorsque l'abri est en quantité suffisante et qu'il est bien réparti.

[17] MRNF (2010).

Tableau 2. **Exemples d'utilisation de traitements sylvicoles pour maintenir ou augmenter la quantité d'abri[18].**

Traitement sylvicole	Objectif
Coupes progressives*	Conserver le couvert résineux et favoriser la régénération en essences résineuses
Éclaircie commerciale	Conserver le couvert résineux et augmenter le diamètre de la cime des arbres
Coupes totales	Créer de l'abri à long terme en misant sur la régénération préétablie en essences résineuses ou sur la plantation
Éducation au stade gaulis	Réduire l'importance des feuillus et favoriser la croissance des conifères

* Coupe progressive régulière ou coupe progressive irrégulière

La production de conifères de fortes dimensions, par l'utilisation de coupes partielles ou l'allongement de la révolution, peut être favorable au cerf. Ceci permet de maintenir plus longtemps certains peuplements *abri* et d'améliorer leur qualité par l'augmentation du diamètre de la cime des arbres.

Nourriture

La production soutenue de nourriture est assurée par des interventions forestières fréquentes qui favorisent la présence de la strate arbustive composée d'essences prisées par le cerf. Cette production de nourriture peut résulter de la normalisation des peuplements *abri* ou de l'application des coupes partielles. Généralement, la quantité maximale de nourriture est produite de 2 à 7 ans après l'intervention dans un peuplement feuillu et de 5 à 15 ans, dans un peuplement résineux[19].

Organisation spatiale des peuplements

Les interventions sylvicoles et leur répartition dans le temps et l'espace doivent favoriser l'entremêlement de l'abri et de la nourriture. Les superficies traitées de petite dimension et de forme irrégulière ont davantage de lisières, offrant aux cerfs une nourriture abondante à proximité de l'abri. Les peuplements mixtes offrent aussi, à une échelle spatiale plus fine, un entremêlement d'abri et de nourriture favorable aux cerfs[20].

[18] Adapté de Quirion et al. (1996), Zwarts et al. (1998), Richer et al. (2003), Hébert et al. (2013). Les effets de différents traitements sylvicoles sur les conditions d'abri et de nourriture sont discutés dans le *Guide d'aménagement des ravages de cerfs de Virginie* (Hébert et al. 2013).
[19] Hébert et al. (2013).
[20] Huot (1974), Dumont et al. (1998).

L'aménagement doit permettre le maintien des corridors de déplacement et des peuplements riverains[21]. Plusieurs modalités relatives à l'organisation spatiale sont prévues au futur règlement sur l'aménagement durable des forêts (futur RADF).

Tableau 3. Importance des essences résineuses pour l'abri ou la nourriture ainsi que les caractéristiques à prendre en considération pour leur aménagement dans les aires de confinement[22].

Essence	Abri	Nourriture	Caractéristiques
Thuya et pruche	Oui	Oui	Grande longévité, pas touchés par la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE), difficiles à régénérer.
Sapin baumier	Oui	Oui	Courte longévité, susceptible à la TBE, plus faible valeur à maintenir que le thuya ou la pruche.
Épinettes blanche et rouge	Oui	Non	Grande longévité, résistent bien à la TBE, utiles à maintenir lorsque associées à d'autres essences.
Épinette noire	Partiel	Non	Moins bonne interception de la neige que les autres épinettes, souvent associée aux milieux mal drainés peu utilisés par le cerf.
Pins blanc et rouge	Oui	Non	Les arbres matures fournissent un certain couvert de protection contre le vent.

Indicateurs forestiers

Les aires de confinement doivent supporter une quantité suffisante d'abri et de nourriture. À cette fin, une clé d'évaluation de l'habitat permet de classer les peuplements selon leur potentiel d'utilisation par le cerf[23] :

- *abri* – Peuplements résineux[24] ou mixtes à dominance résineuse avec une strate arborescente haute (≥ 12 m) et une forte densité du couvert (≥ 60 %).
- *nourriture-abri* – Peuplements résineux ou mixtes à dominance résineuse dont la hauteur (≥ 7 m) ou la densité du couvert (≥ 40%) est moindre que les peuplements *abri*, peuplements mixtes à dominance feuillue de 7 m et plus de hauteur et d'une densité du couvert d'au moins 40 %.
- *nourriture* – Peuplements en régénération (< 7 m), peuplements avec un couvert arborescent (≥ 7 m) peu dense (< 40 %), peuplements jeunes (< 20 ans).
- *peu utilisé* – Peuplements feuillus avec une strate arborescente haute (≥ 7 m) et dense (≥ 60 %), autres milieux peu fréquentés (ex. : aulnaies, mélèzaies).

Les proportions des peuplements *abri* et *nourriture-abri* constituent souvent un enjeu majeur dans les aires de confinement. La stratégie d'aménagement doit permettre de maintenir ou d'augmenter les proportions de ces peuplements de façon à respecter les cibles visées. Des cibles et des seuils quant à ces peuplements sont définis pour chaque région (tableau 1). D'autres cibles ou seuils concernant la production soutenue de nourriture (ex. : pourcentage en superficie récoltée par année) peuvent s'ajouter.

Les cibles et les seuils s'appliquent à chaque aire de confinement de 250 ha et plus. Dans les cas de ravages de très grandes superficies, un redécoupage en compartiments d'environ 20 km^2 est généralement réalisé afin d'assurer une répartition adéquate de l'abri et de la nourriture. Dans de tels cas, les objectifs doivent être atteints pour tous les compartiments d'une aire de confinement.

Intégration au calcul

Plusieurs unités d'aménagement sont caractérisées par la présence d'aires de confinement (figure 1). Aux fins du calcul des possibilités forestières, les modalités particulières d'aménagement des ravages sont intégrées directement à la modélisation pour les unités d'aménagement où ces ravages représentent une portion importante du territoire[25].

L'intégration de cet objectif au calcul des possibilités forestières se fait essentiellement par une évaluation à long terme du pourcentage des strates *abri* et *nourriture-abri* dans les aires de confinement à l'aide d'un modèle de qualité d'habitat. Ce suivi permet de s'assurer du respect des cibles et des seuils établis pour chaque aire de confinement. La stratégie sylvicole peut également être modulée afin de tenir compte des particularités d'aménagement des ravages. D'autres modalités de nature plus opérationnelle (ex. : règles d'organisation spatiale des coupes[26]) ne sont pas intégrées au calcul.

[21] Germain et al (1991), LaRue et al. (1994).
[22] Huot (1974), Germain et al. (1991), Bédard et al. (2000), Lefort et al. (2007), Hébert et al. (2013).
[23] La clé d'évaluation de l'habitat est basée sur quatre variables, soit la composition, la densité du couvert, la hauteur et l'âge des peuplements. Se référer au *Guide d'aménagement des ravages de cerfs de Virginie* pour la classification détaillée (Hébert et al. 2013).
[24] La composante résineuse exclut toujours le mélèze.

[25] Dans l'ouest du Québec, les ravages sont pris en considération lorsqu'ils ont un effet d'au moins 1 % sur la possibilité forestière de l'unité d'aménagement ou que leur intégration modifie significativement la stratégie d'aménagement. Dans l'est, seule une unité d'aménagement (01254), dont les ravages couvrent 0,4 %, n'a pas fait l'objet d'une modélisation particulière pour les ravages. Pour les unités d'aménagement où les ravages ne sont pas intégrés à la modélisation, un ajustement de la possibilité forestière peut être appliqué lors de la détermination des possibilités forestières.
[26] Aux fins du calcul, l'effet de la spatialisation est évalué de la même façon pour les aires de confinement que pour les autres territoires de l'unité d'aménagement.

L'intégration de cet objectif au calcul des possibilités forestières se fait aux étapes suivantes :

✓ **Cartographie**
Strates d'aménagement
✓ **Stratégie sylvicole**
Évolution des strates
✓ **Variables de suivi**
✓ **Optimisation**
Spatialisation avec STANLEY

Cartographie

La délimitation des aires de confinement est intégrée à la carte CFET-BFEC. Le découpage des aires de confinement de très grandes superficies en compartiments d'environ 20 km^2 a été inclus lorsque disponible.

Les lisières boisées riveraines ne sont pas délimitées; elles sont considérées indirectement au calcul des possibilités forestières en appliquant un pourcentage de réduction de la superficie des polygones touchés[27]. Selon le futur RADF, aucune récolte n'est effectuée dans les premiers 20 mètres des lisières boisées riveraines. Cette exclusion de la récolte est prise en considération en ajustant le résultat du calcul à la baisse lors de la détermination des possibilités forestières.

Stratégie sylvicole

La stratégie sylvicole[28] peut être modulée pour les aires de confinement afin de mieux intégrer les particularités d'aménagement propres à ces territoires. Ces modulations concernent généralement l'exclusion à la récolte de certains types de forêt ou l'application de scénarios sylvicoles particuliers.

Lors de la création des séries d'aménagement, les orientations suivantes peuvent être retenues pour maintenir ou augmenter la quantité d'abri :

- dans les forêts résineuses et mixtes à dominance résineuse, les coupes progressives sont appliquées préférablement aux coupes totales;
- dans les forêts mixtes à dominance feuillue, les scénarios sylvicoles qui permettent de maintenir ou d'augmenter la proportion de résineux sont privilégiés (ex. : coupe progressive irrégulière);
- les types de forêt à haut potentiel d'abri comme les cédrières et les prucheraies sont exclus du calcul.

Variables de suivi

Les pourcentages en strates *abri* et *nourriture-abri* peuvent être suivis à long terme lors du calcul des possibilités forestières. Pour ce faire, la clé d'évaluation de l'habitat a été adaptée afin de la rendre « évolutive » (évaluation de la qualité de l'habitat sur plusieurs années) et afin de tenir compte des limites du calcul[29]. Ainsi, le modèle de qualité d'habitat intégré au calcul est basé sur la surface terrière, une variable dont la précision est fiable sur un long horizon temporel.

La surface terrière en résineux (en excluant le mélèze) est utilisée pour identifier les strates qui se classent comme *abri* ou *nourriture-abri*[30]. Les critères de surface terrière sont établis pour chaque unité d'aménagement et sont ainsi adaptés à chaque région (encadré 3). Afin d'établir ces critères, une calibration est effectuée afin que les pourcentages en *abri* et en *nourriture-abri* au début de l'horizon de calcul (période 2008-2013) soient similaires à ceux obtenus par les portraits cartographiques (sur la base de la clé)[31].

Encadré 3. Exemple de modèle de qualité d'habitat du cerf de Virginie

Les critères de surface terrière appliqués pour définir les strates *abri* et les strates *nourriture-abri* varient selon la localisation de l'unité d'aménagement de manière à prendre en considération les particularités locales des ravages.

Ce tableau présente des exemples de critères de surface terrière pour deux unités d'aménagement situées dans deux domaines bioclimatiques différents. À noter que les critères peuvent varier pour des unités d'aménagement d'un même domaine bioclimatique.

Localisation de l'unité d'aménagement	Surface terrière absolue en résineux (sauf mélèze)	
	Abri	*Nourriture-abri*
Sapinière à bouleau jaune	≥ 28 m^2	≥ 12 m^2 et < 28 m^2
Érablière à bouleau jaune	≥ 15 m^2	≥ 8 m^2 et < 15 m^2

[27] La valeur du pourcentage de réduction est établie en considérant une largeur des lisières de 20 m.

[28] La stratégie sylvicole est définie par l'ensemble des scénarios sylvicoles applicables aux strates d'aménagement de manière à répondre aux objectifs d'aménagement. Se référer au fascicule 2.3 – Stratégie sylvicole.

[29] Par exemple, la densité du peuplement n'est pas une variable prédite par les modèles de croissance. Pour plus d'information sur les limites d'intégration des modèles de qualité d'habitat au calcul, se référer au fascicule 4.6 – Habitats fauniques.

[30] Ce modèle s'apparente à celui utilisé au Nouveau-Brunswick (Ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick 2005). L'âge des strates a été utilisé dans certains cas (ravages de l'est) pour exclure les plantations des strates *abri* (seuil minimal de 50 ans).

[31] Lors de cette étape de calibration, un écart de 15 % est toléré entre le portrait cartographique et celui issu de la modélisation. À noter que ces critères de surface terrière sont généralement inférieurs aux critères requis sur le terrain afin d'obtenir des peuplements de qualité pour le cerf, car les courbes d'évolution des strates utilisées pour le calcul des possibilités forestières sont basées sur des valeurs moyennes établies à l'échelle de l'unité d'aménagement.

Les pourcentages en *abri* et en *nourriture-abri* sont calculés pour chaque aire de confinement de plus de 250 ha (ou par compartiment pour les grands ravages)[32]. Ces pourcentages sont comparés aux seuils et cibles établis pour chaque ravage (tableau 1).

Contrairement à la clé, le modèle de qualité d'habitat disponible au calcul n'évalue pas la superficie des strates *nourriture*. Une évaluation indirecte de la quantité de nourriture peut être obtenue par la superficie qui est traitée annuellement.

Optimisation

Afin de respecter les objectifs visés dans les ravages, les cibles d'*abri* sont intégrées sous la forme de *contraintes à l'optimisation* (figure 2). Dans les cas où la superficie de strates *abri* est en deçà de la cible au début de l'horizon de calcul, un délai est utilisé pour l'application de la contrainte[33]. De plus, dans une telle situation, une contrainte peut être appliquée afin qu'aucune récolte ne soit réalisée dans les strates *abri*, et ce, afin d'accroître la superficie vers la cible désirée. Les mêmes principes s'appliquent aux strates *nourriture-abri*.

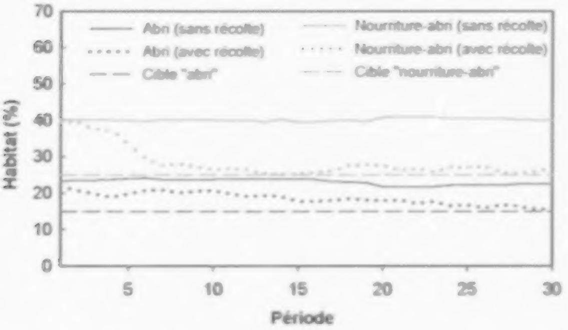


Figure 2. Exemple de l'évolution du pourcentage de strates *abri* et *nourriture-abri* dans une aire de confinement selon un scénario sans récolte et selon un scénario avec récolte où les cibles sont imposées sous forme de *contraintes à l'optimisation*.

Une contrainte visant à assurer une superficie minimum de récolte par période et par aire de confinement (ou compartiment) peut également être appliquée afin d'assurer une production soutenue en nourriture tout au long de l'horizon de calcul.

État des connaissances

La clé d'évaluation de l'habitat du cerf de Virginie a fait l'objet de modifications récentes afin d'intégrer les dernières connaissances quant à la sélection d'habitat par le cerf[34].

Le modèle de qualité d'habitat du cerf intégré au calcul est une adaptation de la clé. Cette adaptation ainsi que les étapes inhérentes au processus du calcul des possibilités forestières[35] font en sorte que les résultats obtenus peuvent différer de ceux issus de l'application de la clé. Malgré ces différences, les résultats du modèle constituent une information adéquate et pertinente pour une évaluation à long terme des effets des stratégies d'aménagement.

Aux fins du calcul, les effets des traitements sylvicoles sont considérés équivalents à l'intérieur et à l'extérieur des aires de confinement. Considérant les objectifs sylvicoles particuliers des ravages, les peuplements traités dans les ravages peuvent être caractérisés par une proportion plus élevée de résineux. Des analyses devront être menées afin d'évaluer la nécessité d'ajuster les effets des traitements sylvicoles pour les aires de confinement.

Références

Références citées

Bédard, S., Z. Majcen, L. Groleau, P. Boulay et J. Hamel. 2000. Accroissement et régénération des prucheraies dix ans après une coupe de jardinage dans une aire d'hivernage de cerf de Virginie. Note de recherche n° 103. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 14 p.

Beguin, J., D. Pothier et M. Prévost. 2009. Can the impact of deer browsing on tree regeneration be mitigated by shelterwood cutting and strip clearcutting? Forest Ecology and Management, 257 : 38-45.

Dumont, A., J.P. Ouellet, M. Crête et J. Huot. 1998. Caractéristiques des peuplements forestiers recherchés par le cerf de Virginie en hiver à la limite nord de son aire de répartition. Revue canadienne de zoologie, 76 : 1024-1036.

Dumont, A., M. Crête, J.-P. Ouellet, J. Huot et J. Lamoureux. 2000. Population dynamics of northern White-tailed deer during mild winter: evidence of regulation by food competition. Revue canadienne de zoologie, 78 : 764-776.

Dwayne, L.S., W.B. Ballard, G. Forbes, J. Bowman et H. Whitlaw. 2001. Use of mixedwood stands by wintering white-tailed deer in southern New Brunswick. Forestry Chronicle, 77(1) : 97-103.

Germain, G., F. Potvin et L. Bélanger. 1991. Caractérisation des ravages de cerfs de Virginie du Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec, Qc, 123 p.

[32] Les pourcentages sont évalués sur la base de la superficie forestière productive incluse à la récolte ainsi que de celle exclue de la récolte mais incluse aux statistiques des variables de suivi (ex. : refuges biologiques).

[33] Ce délai est fonction du temps requis pour atteindre la cible naturellement (scénario d'évolution naturelle).

[34] Hébert et al. (2013).

[35] Par exemple, le regroupement des strates cartographiques en strates d'aménagement (se référer au fascicule 2.2 – Strates d'aménagement).

Hébert, F., M. Hénault, J. Lamoureux, M. Bélanger, M. Vachon et A. Dumont. 2013. Guide d'aménagement des ravages de cerfs de Virginie, 4e édition. Ministère des Ressources naturelles et ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Québec, Qc, 62 p.

Huot, J. 1974. Winter habitat of white-tailed deer at theThirty-one Mile Lake, Québec. Canadian Field-Naturalist, 88 : 293-301.

LaRue, P., L. Bélanger et J. Huot. 1994. La fréquentation des peuplements riverains par le cerf de Virginie en hiver : sélection de site ou pure coïncidence? Écoscience, 1(3) : 223-230.

Lefort, S., J.-P. Tremblay, F. Fournier, F. Potvin et J. Huot. 2007. Importance of balsam fir as winter forage for white-tailed deer at the northeastern limit of their distribution range. Écoscience, 14(1) : 109-116.

Lesage, L., M. Crête, J. Huot, A. Dumont et J.-P. Ouellet. 2000. Seasonal home range size and philopatry in two northern white-tailed deer populations. Revue canadienne de zoologie, 78 : 1930-1940.

Ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick. 2005. Définitions des habitats pour les vertébrés des forêts âgées du Nouveau-Brunswick. Fredericton, N.-B., 14 p.

MRNF. 2010. Consultation sur l'aménagement durable des forêts du Québec : document de consultation publique – Stratégie d'aménagement durable des forêts et modalités proposées pour le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts. Gouvernement du Québec, Québec, Qc, 104 p. http://consultation-adf.mrn.gouv.qc.ca/pdf/document-consultation-adf.pdf (consulté le 29 juillet 2013)

Potvin, F., P. Beaupré et G. Laprise. 2003. The eradication of balsam fir stands by white-tailed deer on Anticosti Island, Québec: a 150-year process. Écoscience, 10 : 487-495.

Potvin, F., J. Huot et F. Duchesneau. 1981. Deer mortality in Pohénégamook wintering area, Québec. Canadian Field-Naturalist, 95 : 81-84.

Potvin, F. et M. Morasse. 1988. Utilisation du brout par le cerf dans une sapinière après coupe : effet de la proximité du couvert. Gouvernement du Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec, Qc, 12 p.

Quirion, M., F. Zwarts, P. Demers, F. Goudreault, M. Hénault et C. Pichette. 1996. Les ravages de cerfs de Virginie. Guide technique d'aménagement des boisés et terres privées pour la faune. Ministère de l'Environnement et de la Faune et Fondation de la faune du Québec, Québec, Qc, 26 p.

Richer, M.-C., J.-P. Ouellet, M. Crête, L. Lapointe et J. Huot. 2003. Réponse de la végétation et des cerfs, suite à différents traitements sylvicoles dans les ravages, et réponse de la végétation au broutement estival simulé. Rapport annuel 2003-2004. Rapport d'activité déposé au ministère des Ressources naturelles, unité de gestion du Bas-Saint-Laurent. Rimouski, Qc, 38 p. et annexes.

Zwarts, F., G. Germain, M. Hénault, P. Larue et C. Pichette. 1998. Guide d'aménagement des ravages de cerfs de Virginie. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et ses habitats, Québec, Qc, 78 p.

Lectures suggérées

Germain, G., F. Potvin et L. Bélanger. 1991. Caractérisation des ravages de cerfs de Virginie du Québec. Gouvernement du Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec, Qc, 123 p.

Hébert, F., M. Hénault, J. Lamoureux, M. Bélanger, M. Vachon et A. Dumont. 2013. Guide d'aménagement des ravages de cerfs de Virginie, 4e édition. Ministère des Ressources naturelles et ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Québec, Qc, 62 p.

Rédaction : Antoine Nappi, biol., Ph.D.
Collaboration : Gyna Gagnon, tech.f. (BFEC), Philippe Marcotte, ing.f., M.Sc. (BFEC) et François Ouellet, ing.f., M.Sc. (BFEC).
Révision : Mathieu Bélanger, tech. de la faune (MDDEFP), André Dumont, biol., Ph.D. (MDDEFP), Jérôme Garet, ing.f., M.Sc. (BFEC), Frédéric Hébert, biol., tech.f. (MDDEFP), Michel Hénault, biol., M.Sc. (MDDEFP), Jean Lamoureux, biol. (MDDEFP), Anouk Pohu, ing.f. (BFEC), Mélyssa Vachon, biol., M.Sc. (MDDEFP) et Gordon Weber, ing.f. (BFEC).

Référence à citer : Nappi, A. 2013. Cerf de Virginie. Fascicule 4.7. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 175-181.

4.8 Caribou des bois

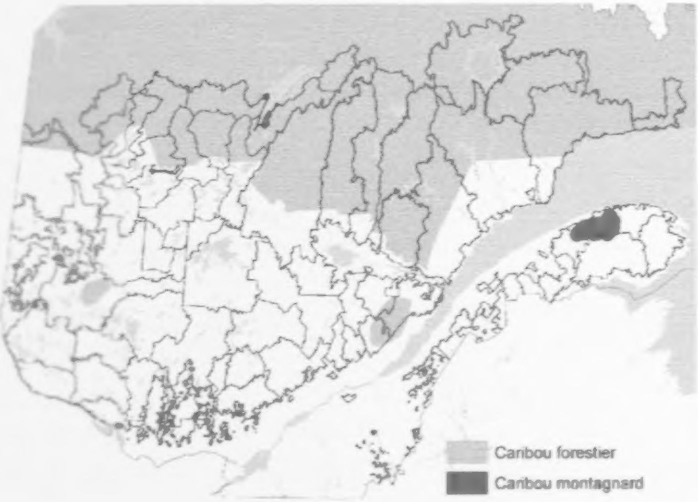
Le caribou des bois est sensible aux modifications de son habitat. Des plans d'aménagement adaptés aux différentes populations sont appliqués afin de maintenir un habitat de qualité dans les secteurs fréquentés. L'intégration de ces stratégies au calcul des possibilités forestières repose essentiellement sur l'exclusion permanente ou temporaire de territoires à la récolte, sur des modifications à la stratégie sylvicole et sur le respect de seuils quant à la proportion de certains types de peuplements.

Crédit photo : Daniel Fortin

Préoccupation

Autrefois présent sur l'ensemble du territoire forestier québécois, le caribou des bois a connu un déclin important de ses populations au cours des derniers siècles[1]. Aujourd'hui, l'écotype forestier du caribou des bois (caribou forestier) vit en hardes de faible densité en forêt boréale, principalement entre le 49e et le 55e parallèle (figure 1). Au sud de cette zone, deux petites populations isolées du caribou forestier subsistent, soit celles de Val-d'Or et de Charlevoix. De plus, une population de l'écotype montagnard du caribou des bois (caribou montagnard) subsiste en Gaspésie. Les modifications de l'habitat, la chasse, la prédation et le dérangement humain sont les principales causes de la diminution des populations[2]. Le caribou a un faible potentiel de recrutement[3], ce qui le rend sensible à ces facteurs. Le caribou forestier et le caribou montagnard sont désignés, respectivement, vulnérable et menacé au Québec (encadré 1).

Les activités de récolte modifient la qualité de l'habitat du caribou des bois. L'exploitation forestière entraîne une diminution de la quantité de peuplements résineux matures, des peuplements fortement utilisés par le caribou[4]. Elle génère, du même coup, une augmentation de la quantité de peuplements en régénération, de la proportion de feuillus ainsi que de la fragmentation du territoire, créant ainsi des habitats favorables à l'orignal. Ceci favorise une augmentation de la densité de loups, et par conséquent, contribue à accroître les risques de prédation pour le caribou[5]. Ces modifications d'habitat favorisent également l'ours noir et le coyote, des prédateurs importants des faons[6]. De plus, le développement d'un réseau routier dense et de la villégiature nuit aux populations de caribous, qui sont sensibles à la prédation et au dérangement[7].



Source : Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs

Figure 1. Répartition du caribou forestier (aire d'application du plan de rétablissement) et du caribou montagnard (aire de fréquentation) sur le territoire couvert par les unités d'aménagement.

Le caribou forestier occupe principalement le domaine de la pessière à lichens et celui de la pessière à mousses. Deux populations isolées (Val-d'Or et Charlevoix) ainsi que quelques petites hardes faisant partie de l'aire de répartition continue fréquentent le domaine de la sapinière à bouleau blanc.

Le caribou montagnard fréquente les milieux alpins et sub-alpins des montagnes de la Gaspésie.

[1] Courtois et al. (2003b).
[2] Comité de rétablissement du caribou de la Gaspésie (2004), Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec (2008), Festa-Bianchet et al. (2011).
[3] Maturité tardive de la femelle et production d'un seul faon par année.
[4] Bastille-Rousseau et al. (2012).
[5] Courbin et al. (2009).
[6] Mahoney et Virgl (2003), Mosnier et al. (2008), Dussault et al. (2012), Pinard et al. (2012).
[7] Fortin et al. (2008, 2013b), Renaud et al. (2010), Leblond et al. (2012), Leclerc et al. (2012).

> **Encadré 1. Statut du caribou des bois**
>
> Tous les caribous appartiennent à une même espèce, *Rangifer tarandus*. Le caribou des bois (*R. t. caribou*) est la sous-espèce la plus répandue en Amérique du Nord et la seule présente au Québec.
>
> Trois écotypes de caribou des bois sont présents au Québec. Ils diffèrent de par leur comportement migratoire et leur utilisation de l'habitat et sont génétiquement distincts[8].
>
> - Les caribous forestiers sont présents en faible densité en forêt boréale, principalement entre le 49e et le 55e parallèle. Ces caribous vivent en petits groupes et sont relativement sédentaires.
> - Les caribous montagnards occupent les zones boréales et alpines des régions montagneuses. Deux populations sont présentes au Québec, soit celles de la Gaspésie et des monts Torngat.
> - Les caribous migrateurs forment de vastes troupeaux qui migrent annuellement entre la forêt boréale continue et la toundra.
>
> Le caribou forestier et le caribou montagnard sont en situation précaire au Québec.
>
> - Le caribou forestier est désigné vulnérable au Québec depuis 2005 en vertu de la Loi sur les espèces menacées et vulnérables. Il est considéré menacé au Canada depuis 2002 selon la Loi sur les espèces en péril.
> - La population de caribou montagnard de la Gaspésie est désignée menacée au Québec depuis 2009 en vertu de la Loi sur les espèces menacées et vulnérables. Il est considéré en voie de disparition au Canada depuis 2002 selon la Loi sur les espèces en péril.

Les caribous forestiers fréquentent de grands massifs de forêts résineuses peu perturbés. Les caribous occupent de grands domaines vitaux, de l'ordre de plusieurs centaines à plusieurs milliers de kilomètres carrés[9]. Tout au long du cycle annuel, les peuplements résineux matures et les dénudés secs constituent des milieux fortement sélectionnés, bien que les préférences d'habitat varient entre les régions et au fil des saisons[10]. À l'inverse, les caribous évitent les perturbations récentes, les peuplements mixtes ou feuillus ainsi que les routes en raison des risques plus élevés de prédation[10]. L'évitement des routes et des coupes par le caribou se répercute jusqu'à des distances de plusieurs kilomètres, ce qui se traduit par une perte fonctionnelle d'habitat[11]. Les caribous accroissent leurs déplacements lorsque la proportion des coupes et la densité des routes augmentent sur le territoire, ce qui accentue les risques de prédation[12]. La probabilité de persistance d'une population est compromise lorsque le niveau de perturbations dépasse des taux de l'ordre de 35 à 45 %[13].

La population de caribous montagnards de la Gaspésie occupe les hauts sommets des monts Chic-Chocs et McGerrigle. Ces caribous fréquentent essentiellement la toundra alpine. Lorsque la nourriture sur les sommets devient inaccessible en hiver (neige trop épaisse ou trop dure), les caribous se déplacent vers les sapinières matures et surannées montagnardes où ils se nourrissent des lichens arboricoles. Les caribous fréquentent essentiellement les milieux situés à plus de 700 m d'altitude, en raison des plus faibles risques de prédation et de la plus forte abondance de lichens[14]. Cette population est actuellement en déclin, et ce, malgré la protection d'une grande partie de l'aire de fréquentation (parc national de la Gaspésie) et un programme de contrôle des prédateurs[15]. Ce déclin est causé par la prédation exercée par le coyote et l'ours, des prédateurs abondants dans le paysage aménagé au pourtour du parc et dont les grands domaines vitaux se traduisent par des incursions fréquentes à l'intérieur des secteurs fréquentés par les caribous[16].

Aménagement forestier

Objectif

L'objectif d'aménagement consiste à maintenir un habitat de qualité pour le caribou des bois dans les territoires sous aménagement, de manière à maintenir des populations viables.

8 Courtois et al. (2003a).
9 Faille et al. (2010), Bastille-Rousseau et al. (2012).
10 de Bellefeuille (2001), Mahoney et Virgl (2003), Vors et al. (2007), Courtois et al. (2008), Fortin et al. (2008), Briand et al. (2009), Hins et al. (2009), Leclerc et al. (2012), Bastille-Rousseau et al. (2012). Les préférences d'habitat varient selon les saisons, résultat d'un compromis entre la disponibilité de la nourriture et les risques de prédation. Par exemple, en hiver, les caribous sélectionnent les pessières matures denses, riches en lichens arboricoles, lorsque l'accumulation de neige ou la couche de glace limite l'accès aux lichens terrestres dans les peuplements plus ouverts (Fortin et al. 2008).
11 Leblond et al. (2011), Rudolph et al. (2012), Fortin et al. (2013 a et b). Ainsi, des peuplements qui seraient adéquats sur le plan de leurs attributs forestiers ne sont pas utilisés en raison de leur proximité à la perturbation. De plus, les loups sélectionnent les peuplements riches en lichens à proximité des zones de perturbation, ce qui accroît le risque de prédation pour le caribou (Fortin et al. 2013 a et b).
12 Courtois et al. (2007), Faille et al. (2010). Dans les paysages les plus perturbés cependant, les domaines vitaux sont plus petits en raison de l'évitement des habitats dégradés.
13 Les perturbations incluent les habitats inadéquats ainsi que leur zone d'influence. Environnement Canada (2011), Rudolph et al. (2012).
14 Arseneau et al. (1997), Mosnier et al. (2008).
15 St-Laurent et al. (2009).
16 Mosnier et al. (2008), St-Laurent et al. (2009).

Le *Plan de rétablissement du caribou forestier au Québec – 2005-2012*[17] prévoit l'application de mesures adaptées aux différentes zones de l'aire de répartition du caribou forestier. Pour la zone sud de l'aire d'application du plan de rétablissement[18] (territoires aménagés de la pessière à mousses et de la sapinière à bouleau blanc), des plans d'aménagement de l'habitat doivent être produits pour les secteurs d'intérêt[19] fréquentés de façon plus intensive par le caribou forestier (encadré 2). Pour les secteurs où sont présentes les populations isolées du caribou forestier de Val-d'Or et de Charlevoix, des plans d'aménagement adaptés et spécifiques à chacune des populations sont appliqués.

Un plan d'aménagement particulier est également appliqué pour le territoire fréquenté par le caribou montagnard de la Gaspésie.

Encadré 2. Engagements gouvernementaux

Projet de Stratégie d'aménagement durable des forêts[20]

Un des objectifs de la Stratégie est de s'assurer que l'aménagement forestier contribue au rétablissement des populations du caribou forestier. Cet objectif prévoit l'application des mesures prévues dans les plans d'aménagement de l'habitat du caribou forestier.

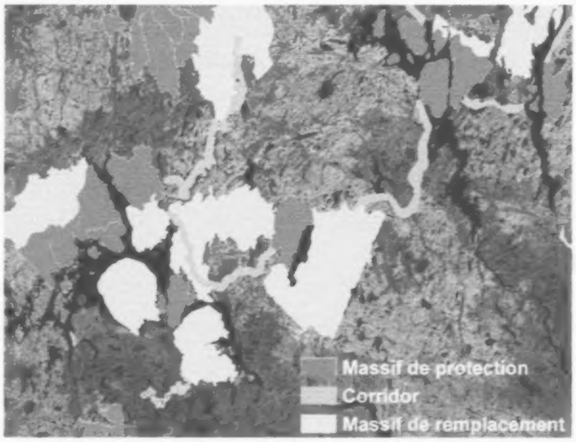
Futur règlement sur l'aménagement durable des forêts[20]

Les principales modalités s'appliquant au caribou forestier concernent la taille des massifs de protection, la distance des chemins multiusages (classes hors norme, 1 et 2) aux massifs de protection ainsi que la protection des pessières à cladonies de 4 ha et plus.

Moyens d'aménagement

Caribou forestier – Populations de l'aire de répartition continue

La stratégie d'aménagement repose sur le maintien, dans les secteurs d'intérêt, de massifs de protection présentant des conditions d'habitat adéquates pour le caribou forestier. Des massifs de remplacement, juxtaposés aux massifs de protection, visent à recréer des habitats propices au caribou à moyen et long terme afin de permettre la récolte future des massifs de protection (figure 2). Entre les secteurs d'intérêt, la forêt est aménagée de manière à préserver les principales caractéristiques de la forêt naturelle favorables au caribou forestier.



Source : Groupe Système Forêt (Mosaïque Landsat 2011) et ministère des Ressources naturelles

Figure 2. **Exemple de massifs de protection, de corridors et de massifs de remplacement dans des secteurs d'intérêt fréquentés par le caribou forestier.**

Massifs de protection

Les massifs de protection sont des portions représentatives du territoire forestier, d'un seul tenant, d'une superficie minimale de 100 km^2 et qui présentent des types de milieux répondant à l'ensemble des besoins saisonniers[21]. Bien que les caractéristiques particulières des massifs varient selon les régions, ces derniers comptent généralement une proportion importante de peuplements résineux matures, de tourbières, de dénudés secs et de plans d'eau ainsi qu'une faible concentration de peuplements en régénération. Ces massifs sont exempts de récolte forestière pendant une durée déterminée, et le développement du réseau routier ainsi que de la villégiature est évité. Les aires protégées dans les secteurs d'intérêt qui présentent les caractéristiques adéquates d'habitat du caribou jouent le rôle de massifs de protection permanents.

La probabilité d'utilisation d'un massif de protection par le caribou diminue avec l'augmentation des perturbations au pourtour du massif (ex. : aires en régénération, densité de routes, villégiature) et augmente avec la taille de ce

17 Le *Plan* prévoit une trentaine de mesures dont 11 concernent la conservation d'habitats adéquats et une qui concerne l'adoption d'une approche d'aménagement forestier permettant de conserver l'intégrité de la forêt boréale (Équipe de rétablissement du caribou forestier 2008). Un nouveau plan de rétablissement couvrant la période 2013-2023, produit par l'équipe de rétablissement, a récemment été rendu public par le MDDEFP (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec 2013a).

18 Pour le territoire couvert par *l'Entente sur de nouvelles relations entre le Québec et les Cris*, l'approche d'aménagement fait l'objet d'une démarche particulière.

19 Les secteurs d'intérêt sont des zones dans lesquelles la présence documentée du caribou forestier a été jugée suffisamment importante par le Ministère pour justifier une attention particulière (Équipe de rétablissement du caribou forestier 2008, 2010). Leur identification et leur délimitation sont mises à jour périodiquement (avant chaque programme quinquennal).

20 MRNF (2010).

21 Ces massifs sont généralement définis à partir d'inventaires ou de localisations télémétriques (Équipe de rétablissement du caribou forestier 2010).

dernier[22]. Compte tenu des distances d'évitement aux coupes et aux routes, la forme du massif a également un effet sur la quantité d'habitat réellement disponible pour le caribou[23].

Massifs de remplacement

Les massifs de remplacement visent à recréer des habitats propices au caribou à moyen et long terme (figure 2), rendant ainsi possible la récolte des massifs de protection[24]. Cet élément de la stratégie repose sur l'hypothèse que les massifs de remplacement développeront au fil du temps les caractéristiques d'habitat adéquates permettant leur utilisation par le caribou forestier. Les massifs de remplacement sont issus de perturbations (coupes ou perturbations naturelles) plus ou moins récentes et sont relativement homogènes quant à l'âge des perturbations (ex. : écart ~ 30 ans). Tout comme les massifs de protection, les massifs de remplacement doivent être le plus grand possible. Pour devenir un massif de protection, un massif doit être composé d'une majorité de peuplements matures[25].

Lorsqu'un massif est aménagé, les interventions forestières doivent être réalisées de manière à limiter le dérangement et à maintenir ou augmenter le couvert résineux. Tel que prévu par l'approche d'organisation spatiale des interventions en pessière, l'agglomération des coupes en deux passes de récolte limite la durée du dérangement[26]. Des modalités liées à la gestion du réseau routier peuvent être appliquées afin de limiter l'accès aux massifs à la suite des travaux sylvicoles[27]. Certaines interventions forestières peuvent contrer l'enfeuillement et assurer la reconstitution plus rapide du couvert en résineux (ex. : plantation, coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM))[28].

Connectivité

Une bonne connectivité entre les massifs de protection facilite les déplacements et favorise les échanges génétiques entre les populations. La connectivité peut être assurée par le maintien de corridors de déplacement[29] et par un aménagement approprié de la matrice forestière. Étant donné que les corridors sont propices à la rencontre du caribou et de ses prédateurs, ceux-ci devraient être suffisamment larges et être entourés d'une matrice forestière peu perturbée[30].

La matrice forestière (i.e. les portions du territoire entre les secteurs d'intérêt) devrait être aménagée afin de maintenir les caractéristiques d'habitat essentielles au caribou, telles qu'une composition à dominance résineuse, une forte proportion de forêts mûres et la présence de massifs forestiers (encadré 3). Considérant que les sites d'intérêt ne constituent qu'une portion de l'habitat du caribou forestier, cette approche favorise le maintien d'un habitat adéquat dans l'ensemble de l'aire de fréquentation du caribou forestier.

Encadré 3. Aménagement écosystémique

Plusieurs enjeux écosystémiques touchent également à l'enjeu du maintien de l'habitat du caribou des bois :

- **composition – Le caribou est associé aux forêts à dominance résineuse. L'enfeuillement, un enjeu important de composition dans certaines régions, est favorable aux prédateurs. Les actions sylvicoles qui maintiennent ou augmentent la composition résineuse créent du même coup un habitat plus favorable au caribou.**
- **structure d'âge – Le caribou sélectionne les peuplements résineux matures et vieux et évite les milieux récemment perturbés. Les territoires avec une forte proportion de vieilles forêts et une plus faible concentration de coupe constituent des habitats plus adéquats pour l'espèce.**
- **organisation spatiale – Le caribou est sensible à la fragmentation du paysage qui entrave ses déplacements, accentue le dérangement et favorise ses prédateurs. Le maintien de massifs forestiers limite cette fragmentation.**

[22] Lesmerises et al. (2013). Par exemple, la probabilité d'occurrence du caribou serait d'environ 75 % pour un massif d'une superficie de 270 km^2.

[23] Fortin et al. (2013b). Par exemple, à la suite de la prise en considération d'un effet de bordure (ex. : 4 km), un massif linéaire d'une superficie de 100 km^2 contiendrait peu d'habitats exempts de l'effet de bordure.

[24] Des massifs de remplacement peuvent également être prévus pour les aires protégées qui jouent le rôle de massifs de protection, afin de pouvoir les remplacer dans l'éventualité où elles seraient touchées par une perturbation naturelle.

[25] Équipe de rétablissement du caribou forestier (2010). L'âge des peuplements visé est précisé dans les plans d'aménagement de l'habitat du caribou forestier régionaux (ex. : pour la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean, au moins 70 % de la superficie forestière doit être constitué de peuplements de 70 ans et plus pour qu'un massif soit considéré comme un massif de protection).

[26] Cette approche prévoit la récolte, lors du premier passage, d'un maximum de 70 % de la superficie forestière productive sur une période de 10 ans. Les peuplements maintenus lors du premier passage (minimum de 30 %) peuvent être récoltés lorsqu'une superficie équivalente en forêt de 7 m et plus de hauteur est présente dans l'agglomération. Se référer au fascicule 4.5 – Organisation spatiale en pessière.

[27] Par exemple, l'enlèvement des ponceaux ou la remise en production rapide des chemins et des sentiers. Le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts prévoit des modalités quant à la gestion des chemins dans les secteurs d'intérêt.

[28] À noter cependant que la CPPTM crée un habitat plus favorable à l'orignal à court terme, ce qui pourrait accroître indirectement les risques de prédation (Fortin et al. 2011).

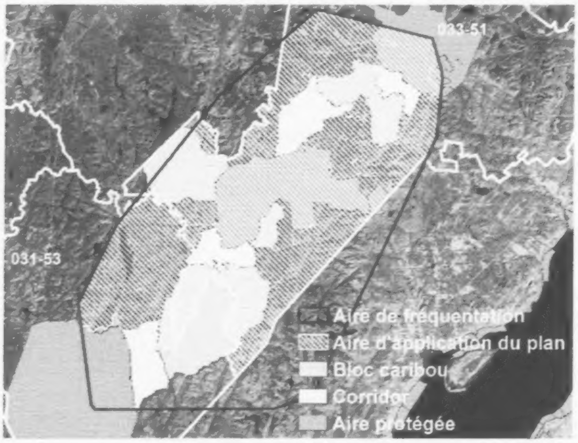
[29] Selon les lignes directrices en vigueur, les corridors sont d'une largeur minimale de 400 m et des interventions forestières qui maintiennent une obstruction visuelle latérale peuvent être appliquées lorsque les corridors sont suffisamment larges (ex. : > 2 km; Équipe de rétablissement du caribou forestier 2010).

[30] MRNF (2011).

Caribou forestier – Population de Charlevoix

Le plan d'aménagement[31] s'appliquant à l'aire fréquentée par le caribou de Charlevoix repose sur une classification du territoire en trois « niveaux hiérarchiques » (figure 3) :

- aire d'application du plan – Superficie de 2 164 km^2 correspondant à la portion de l'habitat faunique légalement reconnu[32] qui est comprise en terre publique, dans les unités d'aménagement de la région de la Capitale-Nationale.
- blocs caribou – Secteurs d'utilisation intensive par le caribou et couvrant 19,6 % de l'aire d'application du plan.
- corridors de déplacement – Secteurs généralement fréquentés par les caribous lors de leurs déplacements et couvrant 8,9 % de l'aire d'application du plan.



Source : Groupe Système Forêt (Mosaïque Landsat 2011) et ministère des Ressources naturelles

Figure 3. Aire d'application du plan d'aménagement de l'habitat du caribou de Charlevoix ainsi que l'aire de fréquentation légalement reconnue et la localisation des blocs caribou, des corridors de déplacement et des aires protégées.

Trois parcs nationaux[33] chevauchent l'aire de fréquentation et contribuent à la conservation permanente de l'habitat. À l'extérieur de ces aires protégées, des modalités particulières d'aménagement s'appliquent pour l'aire d'application du plan ou des portions de celle-ci (blocs, corridors). Les principales modalités concernent le maintien d'une proportion minimale de peuplements de 50 ans et plus ainsi que de peuplements résineux de 80 ans et plus. Les seuils minimaux varient selon les secteurs de l'aire d'application du plan (tableau 1). Les seuils visés pour les peuplements de 50 ans et plus correspondent aux seuils inférieur et supérieur associés à un niveau de risque modéré quant à la probabilité de persistance des populations[34].

La stratégie d'aménagement vise à privilégier l'application de coupes partielles afin de maintenir des attributs de vieilles forêts, de limiter l'enfeuillement et de favoriser le retour de peuplements résineux irréguliers. Cette stratégie s'appuie sur le régime de perturbations naturelles de la sapinière à bouleau blanc d'altitude[35] et vise à limiter la quantité d'habitats favorables aux prédateurs du caribou et à leurs espèces proies (ex. : peuplements en régénération favorables à l'ours et à l'orignal), un enjeu important pour la population du caribou de Charlevoix. Seules les coupes partielles qui maintiennent un couvert forestier en permanence[36] sont permises dans les blocs et les corridors. La coupe totale, bien que permise, est limitée dans les autres portions de l'aire d'application du plan (tableau 1). Les peuplements ayant subi une coupe partielle ne peuvent contribuer au respect des seuils, à l'exception des peuplements de 50 ans et plus dans l'aire d'application du plan.

Tableau 1. Seuils à respecter[a] pour certains types de peuplement ou traitements sylvicoles par niveau hiérarchique.

	Aire d'application du plan[b]	Bloc caribou	Corridor de déplacement
% minimal de peuplements ≥ 50 ans[c]	55[d]	65	65
% minimal de peuplements résineux[e] ≥ 80 ans	20	30 ou 43[f]	30 et 43[f]
% maximal en coupe totale[g]	29	0	0

[a] S'appliquent aux superficies incluses à la récolte.
[b] Le pourcentage appliqué à l'aire d'application du plan est calculé sur les portions de l'aire à l'extérieur des blocs caribou et des corridors de déplacement.
[c] Peuplements toutes essences. Cependant, la composition doit être représentative de celle des portraits de référence (89,5 % des peuplements doivent être à dominance résineuse, soit 83 % en peuplements résineux et 6,5 % en peuplements mixtes à dominance résineuse).
[d] Un maximum de 30 % des peuplements contribuant au critère peuvent avoir subi une coupe partielle.
[e] Peuplements résineux et peuplements mixtes à dominance résineuse.
[f] Le 43 % s'applique à la sapinière à bouleau blanc d'altitude.
[g] Incluant les coupes finales des coupes progressives.

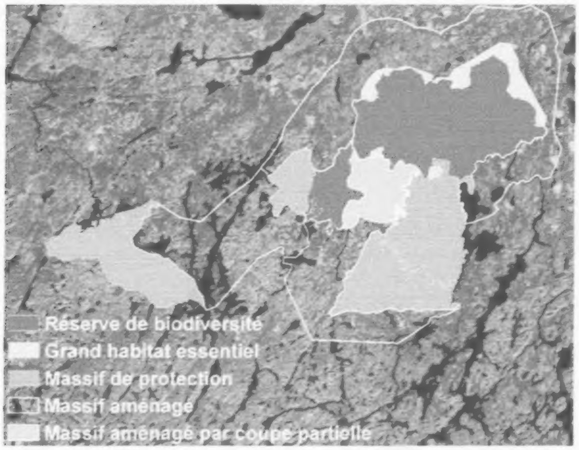
[31] Orientations en développement pour la période 2013-2018 (Wendy Giroux, MRN, communication personnelle).
[32] Aire de fréquentation du caribou au sud du 52° parallèle désignée en 2007 en vertu du Règlement sur les habitats fauniques et couvrant une superficie totale de 3 128 km^2. En plus des modalités d'aménagement s'appliquant sur l'aire d'application du plan, d'autres modalités quant à l'utilisation du territoire s'appliquent sur l'ensemble de l'habitat légalement reconnu.
[33] Parc national des Grands-Jardins, parc national de la Jacques-Cartier et parc national des Hautes-Gorges-de-la-Rivière-Malbaie.
[34] Environnement Canada (2011).
[35] Boucher et Grondin (2012).
[36] Par exemple, l'éclaircie commerciale, la coupe progressive irrégulière à couvert permanent (CPI-CP) ou les coupes d'ensemencement de la coupe progressive régulière (CPR) et de la coupe progressive irrégulière à régénération lente (CPI-RL).

D'autres modalités, telles que la récolte prioritaire des peuplements feuillus et mélangés ainsi que l'utilisation maximale de l'éclaircie précommerciale, sont prévues pour diminuer la quantité de feuillus. Les autres éléments de la stratégie concernent la protection de certains milieux[37], la superficie et la configuration des coupes[38], la voirie forestière ainsi que les périodes d'opérations forestières.

Caribou forestier – Population de Val-d'Or

L'aire du plan d'aménagement[39] du site faunique du caribou de Val-d'Or couvre 2 160 km^2. La portion centrale de ce territoire est protégée par la Réserve de biodiversité des Caribous de Val-d'Or. Le territoire couvert par le plan est découpé en plusieurs massifs, lesquels sont soumis à différentes modalités d'interventions (figure 4) :

- réserve de biodiversité des Caribous de Val-d'Or – Aucune intervention n'est permise à l'intérieur des limites de la réserve qui couvre 433 km^2.



Source : Groupe Système Forêt (Mosaïque Landsat 2011) et ministère des Ressources naturelles

Figure 4. **Aire d'application du plan d'aménagement du site faunique du caribou de Val-d'Or ainsi que localisation des massifs protégés ou aménagés.**

- grand habitat essentiel – Les interventions sont fortement limitées[40] dans ce territoire limitrophe à la réserve et qui couvre 66 km^2;
- massifs de protection – Aucune récolte n'est permise dans certains massifs fréquentés par les caribous ou étant moins perturbés, lesquels représentent une superficie de 536 km^2;
- massifs aménagés – Les interventions sont permises dans ces massifs couvrant 1 125 km^2. Cependant, des modalités particulières d'aménagement forestier (ex. : interventions visant l'augmentation du couvert résineux) ou relatives à la gestion du réseau routier (ex. : fermeture de chemins) peuvent s'appliquer. Seules les coupes partielles sont autorisées dans un des massifs au sud de la réserve de biodiversité[41].

Caribou montagnard – Population de la Gaspésie

Cette population fréquente le parc national de la Gaspésie ainsi que certaines portions du territoire adjacent au parc (figure 5). La prédation étant le principal facteur limitant la population, cette dernière est sensible au rajeunissement et à la fragmentation du paysage forestier à l'extérieur du parc[42].

Le plan d'aménagement[43] prévoit des modalités particulières d'intervention pour les zones de l'aire de fréquentation localisées à l'extérieur du parc et couvrant une superficie d'environ 1 446 km^2. Compte-tenu de l'importance des sapinières matures et surannées pour le caribou montagnard, la stratégie d'aménagement vise à maintenir une dominance de peuplements résineux (≥ 70 %[44]) et à favoriser le maintien de peuplements à structure irrégulière. Les modalités varient selon le zonage :

- zones de conservation – Aucune récolte n'est permise afin de protéger des dénudés secs en altitude, les massifs forestiers les entourant ainsi que des corridors qui assurent une connectivité entre les secteurs fréquentés à l'intérieur et à l'extérieur du parc[45].
- zones d'aménagement – Pour les zones localisées à plus de 700 m d'altitude, la stratégie sylvicole prévoit l'application exclusive de la coupe progressive irrégulière à couvert permanent avec un faible prélèvement[46]. Pour

[37] Une protection intégrale est prévue pour certains milieux tels que les dénudés secs (DS), les dénudés humides (DH) et les types écologiques associés à la pessière à cladonies. Des bandes de protection de 50 m de largeur sont maintenues au pourtour avec possibilité de coupe partielle.

[38] La coupe en mosaïque, le maintien de lisières boisées de 60 ou 100 m entre les parterres de coupe et les petites coupes totales sont à éviter car elles favorisent la fragmentation du territoire.

[39] Orientations pour la période 2013-2018 (Marcel Paré, MRN, communication personnelle). L'aire considérée dans le plan inclut des zones tampons jugées importantes pour la survie du caribou.

[40] Les perturbations récentes (peuplements de moins de 4 m de hauteur ainsi que les chemins) ne doivent pas couvrir plus de 5 % de la superficie totale. Les forêts matures doivent occuper au moins 50 % de la superficie.

[41] Ce secteur contient des peuplements riches en lichens susceptibles d'être utilisés par le caribou en hiver. Les coupes partielles expérimentales dans ce massif visent à conserver des peuplements à dominance résineuse et riches en lichens terrestres.

[42] Mosnier et al. (2008), St-Laurent et al. (2009).

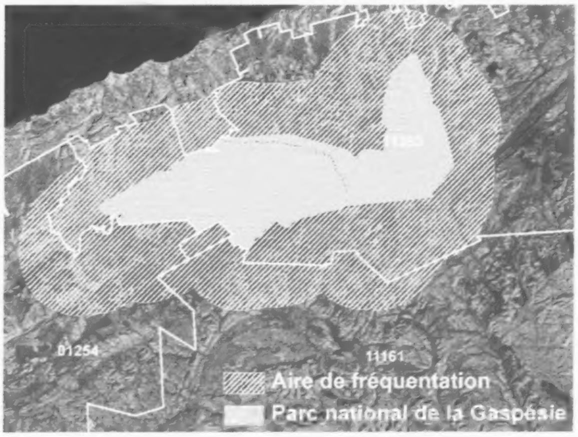
[43] Orientations en développement pour la période 2013-2018 (Mélinda Lalonde, MRN, communication personnelle). Les orientations sont sujettes à des modifications.

[44] Ce pourcentage s'applique à l'ensemble des zones du plan d'aménagement (zones de conservation et zones d'aménagement).

[45] Ces secteurs correspondent essentiellement aux zones de conservation du plan 2007-2012 (Turcotte et al. 2007).

[46] CPI-CP qui vise un prélèvement de 20 à 30 % de la surface terrière.

les zones localisées à moins de 700 m, la stratégie sylvicole vise à privilégier les coupes progressives irrégulières et à limiter la proportion de peuplements de moins de 20 ans (≤ 16 %).



Source : Groupe Système Forêt (Mosaïque Landsat 2011) et ministère des Ressources naturelles

Figure 5. Aire de fréquentation[47] du caribou de la Gaspésie.

Intégration au calcul

L'intégration des stratégies d'aménagement de l'habitat du caribou dans le calcul des possibilités forestières diffère selon les populations visées. Pour les populations de l'aire de répartition continue, cette intégration repose essentiellement sur l'application d'un calendrier préétabli d'ouverture et de fermeture des massifs forestiers à la récolte, afin de conserver à long terme des massifs propices au caribou dans les secteurs d'intérêt.

Pour les populations isolées du caribou forestier (Charlevoix et Val-d'Or) ou du caribou montagnard (Gaspésie), les principales modalités intégrées au calcul concernent l'exclusion à la récolte de certains secteurs, l'intégration de seuils quant à la proportion de certains types de strates d'aménagement ou l'application d'une stratégie sylvicole particulière.

La prise en considération de cet objectif au calcul des possibilités forestières se fait aux étapes suivantes :

✓	**Cartographie**
	Strates d'aménagement
	Stratégie sylvicole
	Évolution des strates
✓	**Variables de suivi**
✓	**Optimisation**
	Spatialisation avec STANLEY

Cartographie

Pour les populations de l'aire de répartition continue, les massifs de protection, les massifs de remplacement et les corridors de déplacement sont délimités par des compartiments d'organisation spatiale (COS) et sont intégrés à la carte CFET-BFEC[48].

Pour les populations de Charlevoix, de Val-d'Or et de la Gaspésie, les aires d'application des plans et leurs subdivisions ont également été intégrées dans la carte.

Variables de suivi

L'évolution des indicateurs relatifs à la proportion de certains types de strates ou de traitements sylvicoles dans les territoires fréquentés par le caribou est suivie sur tout l'horizon de calcul (tableau 2). Ces indicateurs diffèrent selon les populations (se référer à la section *Aménagement forestier*).

Tableau 2. **Principaux indicateurs utilisés comme variables de suivi dans le calcul, pour les populations de caribou de Charlevoix, de Val-d'Or et de la Gaspésie.**

Variable de suivi	Charlevoix	Val-d'Or	Gaspésie
Strates de 50 ans et plus	✓		
Strates à dominance résineuse de 80 ans et plus	✓		
Strates matures[a]		✓	
Strates de moins de 4 m de hauteur		✓	
Strates de moins de 20 ans			✓
Strates résineuses			✓
Coupes totales ou coupes partielles	✓	✓	✓

[a] Sur la base de la maturité absolue.

[47] À noter que le territoire d'application du plan d'aménagement diffère légèrement de l'aire de fréquentation (ex. : exclusion des terres privées).

[48] Les COS définis dans les plans d'aménagement de l'habitat du caribou forestier peuvent être basés sur un redécoupage de COS différent de celui utilisé pour le calcul. Dans de tels cas, une correspondance a été réalisée entre les COS des plans d'aménagement et ceux utilisés au calcul.

Tableau 3. Exemple d'un calendrier d'ouverture et de fermeture à la récolte de massifs dans un secteur d'intérêt du caribou forestier[a]. Un « 1 » indique une période où le COS est ouvert à la récolte[b]. Dans cet exemple, un massif est considéré adéquat pour le caribou lorsqu'il est constitué d'au moins 70 % de peuplements de 70 ans et plus (en bleu).

COS	Statut		Période (5 ans)																				
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	...
1	Aire protégée	Récolte	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		Âge	90	95	100	105	110	115	120	125	130	135	140	145	150	155	160	165	170	175	180	185	
2	Massif de protection	Récolte	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
		Âge	70	75	80	85	90	95	100	105	110	115	120	0	0	5	10	15	20	25	30	35	
3	Massif de remplacement	Récolte	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	
		Âge	30	35	40	45	50	55	60	65	70	75	80	85	90	95	100	105	0	0	5	10	
...																							

a À noter que pour les unités d'aménagement de la Côte-Nord, la stratégie d'aménagement prévoit la fermeture à la récolte des massifs de protection pour une durée de 70 ans (14 périodes).

b Aux fins du calcul des possibilités forestières, seule une passe de récolte où un maximum de 70 % de la superficie est récoltée est prévue pour les COS des secteurs d'intérêt.

Optimisation

Pour les populations de l'aire de répartition continue, l'approche d'aménagement visant le maintien de massifs de protection est complémentaire à l'approche d'organisation spatiale prévue pour le domaine de la pessière à mousses. À l'extérieur des secteurs d'intérêt du caribou forestier, l'approche d'organisation spatiale en pessière prévoit une optimisation du calendrier d'ouverture et de fermeture des COS à la récolte qui vise à maximiser le volume récolté tout en respectant les principales modalités relatives à l'agglomération des coupes et au maintien de massifs forestiers[49]. Dans les secteurs d'intérêt du caribou forestier, le maintien à long terme de massifs propices au caribou est assuré par un calendrier d'ouverture et de fermeture des COS à la récolte qui est défini *a priori* et qui est spécifique à chaque secteur d'intérêt. Ce calendrier prédéfini est imposé lors de l'optimisation (tableau 3).

Pour les populations isolées, les zones où aucune récolte n'est permise (ex. : massifs de protection dans l'aire de fréquentation du caribou de Val-d'Or) sont exclues du calcul. Afin de s'assurer que les seuils des indicateurs relatifs aux types de strates ou aux traitements sylvicoles soient respectés, ceux-ci sont intégrés sous la forme de *contraintes à l'optimisation*. Un délai est appliqué lorsque ces seuils ne peuvent être respectés au début de l'horizon du calcul.

49 Se référer au fascicule 4.5 – Organisation spatiale en pessière.

État des connaissances

Les lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier, appliquées pour la période 2013-2018, ont été élaborées sur la base des meilleures connaissances alors disponibles[50]. Au cours de la dernière décennie, de nombreuses études ont permis d'approfondir les connaissances sur la sélection d'habitat, la dynamique des populations et les effets des perturbations anthropiques sur les populations de caribou. Certaines de ces études ont permis d'établir une relation entre le taux de perturbation et l'autosuffisance des populations[51], un outil fort utile afin d'évaluer les effets de divers scénarios d'aménagement sur la persistance des populations. D'autres études ont permis d'évaluer l'efficacité ou de mieux documenter certains éléments des lignes directrices (ex. : taille et forme des massifs, effet du réseau routier).

Le nouveau plan de rétablissement du caribou forestier et les nouvelles lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat intègrent ces nouvelles connaissances[52]. Ces informations ainsi que le développement d'outils et de méthodes de modélisation aideront à mieux évaluer l'effet de différents scénarios d'aménagement sur les probabilités de persistance des populations et à bonifier les plans d'aménagement de l'habitat du caribou forestier.

50 Équipe de rétablissement du caribou forestier (2010).

51 Courtois et al. (2007), Environnement Canada (2011), Rudolph et al. (2012).

52 Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec (2013 a et b)

Références

Références citées

Arseneau, M.-J., L. Sirois et J.-P. Ouellet. 1997. Effects of altitude and tree height on the distribution and biomass of fruticose arboreal lichens in an old-growth balsam fir forest. Écoscience, 4(2) : 206-213.

Bastille-Rousseau, G., C. Dussault, S. Couturier, D. Fortin, M.-H. St-Laurent, P. Drapeau, C. Dussault et V. Brodeur. 2012. Sélection d'habitat du caribou forestier en forêt boréale québécoise. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Québec, Qc, 66 p.

Boucher, Y. et P. Grondin. 2012. Impact of logging and natural stand-replacing disturbances on high-elevation boreal landscape dynamics (1950-2005) in eastern Canada. Forest Ecology and Management, 263 : 229-239.

Briand, Y., J.-P. Ouellet, C. Dussault et M.-H. St-Laurent. 2009. Fine-scale habitat selection by female forest-dwelling caribou in managed boreal forest: empirical evidence of a seasonal shift between foraging opportunities and antipredator strategies. Écoscience, 16(3) : 330-340.

Comité de rétablissement du caribou de la Gaspésie. 2004. Plan de rétablissement du caribou de la Gaspésie (2002-2012) (*Rangifer tarandus caribou*) – Mise à jour. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune, Québec, Qc, 51 p.

Courbin, N., D. Fortin, C. Dussault et R. Courtois. 2009. Landscape management for woodland caribou: the protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence. Landscape Ecology, 24 : 1375-1388.

Courtois, R., L. Bernatchez, J.-P. Ouellet et L. Breton. 2003a. Significance of caribou (*Rangifer tarandus*) ecotypes from a molecular genetics viewpoint. Conservation Genetics, 4 : 393-404.

Courtois, R., A. Gingras, D. Fortin, A. Sebbane, B. Rochette et L. Breton. 2008. Demographic and behavioural response of woodland caribou to forest harvesting. Revue canadienne de recherche forestière, 38 : 2837-2849.

Courtois, R., J.-P. Ouellet, L. Breton, A. Gingras et C. Dussault. 2007. Effects of forest disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou. Écoscience, 14(4) : 491-498.

Courtois, R., J.-P. Ouellet, A. Gingras, C. Dussault, L. Breton et J. Maltais. 2003b. Historical changes and current distribution of caribou, *Rangifer tarandus*, in Quebec. Canadian Field-Naturalist, 117 : 399-414.

de Bellefeuille, S. 2001. Le caribou forestier et la sylviculture – Revue de littérature et synthèse de la recherche et de l'aménagement en cours au Québec. Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier, Québec, Qc, 91 p.

Dussault, C., V. Pinard, J.-P. Ouellet, R. Courtois et D. Fortin. 2012. Avoidance of roads and selection for recent cutovers by threatened caribou: fitness-rewarding or maladaptive behaviour? Proceedings of the Royal Society, 279 : 4481-4488.

Environnement Canada. 2011. Évaluation scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada – mise à jour 2011. Environnement Canada, Ottawa, Ont., 116 p. et annexes.

Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec. 2008. Plan de rétablissement du caribou forestier (*Rangifer tarandus*) au Québec – 2005-2012. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Faune Québec, Direction de l'expertise sur la faune et les habitats, Québec, Qc, 78 p.

Équipe de rétablissement du caribou forestier. 2010. Lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, Qc, 23 p.

Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec. 2013a. Plan de rétablissement du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) au Québec – 2013-2023. Produit pour le compte du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Faune Québec, Québec, Qc, 110 p.

Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec. 2013b. Lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*). Produit pour le compte du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Québec, Qc, 24 p + 1 annexe.

Faille, G., C. Dussault, J.-P. Ouellet, D. Fortin, R. Courtois, M.-H. St-Laurent et C. Dussault. 2010. Range fidelity: the missing link between caribou decline and habitat alteration? Biological Conservation, 143 : 2840-2850.

Festa-Bianchet, M., J.C. Ray, S. Boutin, S.D. Côté et A. Gunn. 2011. Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: an uncertain future. Revue canadienne de zoologie, 89 : 419-434.

Fortin, D., P.-L. Buono, A. Fortin, N. Courbin, C.T. Gingras, P.R. Moorcroft, R. Courtois, C. Dussault et A. Allard-Duchêne. 2013a. Comment l'effet de lisière lié aux perturbations anthropiques modifie-t-il la répartition des populations du caribou forestier? Bulletin d'information n° 20, Chaire de recherche industrielle CRSNG-Université Laval en sylviculture et faune, Université Laval, Québec, Qc, 3 p.

Fortin, D., P.-L. Buono, A. Fortin, N. Courbin, C.T. Gingras, P.R. Moorcroft, R. Courtois et C. Dussault. 2013b. Movement responses of caribou to human-induced habitat edges lead to their aggregation near anthropogenic features. American Naturalist, 181(6) : 827-836.

Fortin, D., R. Courtois, P. Etcheverry, C. Dussault et A. Gingras. 2008. Winter selection of landscapes by woodland caribou: behavioural response to geographical gradients in habitat attributes. Journal of Applied Ecology, 45 : 1392-1400.

Fortin, D., C. Hébert, J.-P. Légaré, N. Courbin, K. Swiston, J. Hodson, M.-L. Le Blanc, C. Dussault, D. Pothier, J.-C. Ruel et S. Couturier. 2011. Partial harvesting in old-growth boreal forests and the preservation of animal diversity from ants to woodland caribou. *Dans* E.B. Wallace (*éditeur*). Woodlands: Ecology, Management and Conservation. Nova Science Publishers Inc., N-Y, USA, pp. 115-136.

Hins, C., J.-P. Ouellet, C. Dussault et M.-H. St-Laurent. 2009. Habitat selection by forest-dwelling caribou in managed boreal forest of eastern Canada: Evidence of a landscape configuration effect. Forest, Ecology and Management, 257 : 636-643.

Leblond, M., J. Frair, D. Fortin, C. Dussault, J.-P. Ouellet et R. Courtois. 2011. Assessing the influence of resource covariates at multiple spatial scales: an application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity. Landscape Ecology, 26 : 1433-1446.

Leblond, M., C. Dussault et J.-P. Ouellet. 2012. Réponses comportementales du caribou forestier à l'élargissement d'un axe routier majeur. Naturaliste canadien, 136(2) : 22-28.

Leclerc, M., C. Dussault et M.-H. St-Laurent. 2012. Multiscale assessment of the impacts of roads and cutovers on calving site selection in woodland caribou. Forest Ecology and Management, 286 : 59-65.

Lesmerises, R., J.-P. Ouellet, C. Dussault et M.-H. St-Laurent. 2013. The influence of landscape matrix on isolated patch use by wide-ranging animals: conservation lessons for woodland caribou. Ecology and Evolution, 3(9) : 2880-2891.

Mahoney, S.P. et J.A. Virgl. 2003. Habitat selection and demography of a nonmigratory woodland caribou population in Newfoundland. Revue canadienne de zoologie, 81 : 321-334.

Mosnier, A., D. Boisjoly, R. Courtois et J.-P. Ouellet. 2008. Extensive predator space use can limit the efficacy of a control program. Journal of Wildlife Management, 72(2) : 483-491.

MRNF. 2010. Consultation sur l'aménagement durable des forêts du Québec : document de consultation publique – Stratégie d'aménagement durable des forêts et modalités proposées pour le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts. Gouvernement du Québec, Québec, Qc, 104 p. http://consultation-adf.mrn.gouv.qc.ca/pdf/document-consultation-adf.pdf (consulté le 29 juillet 2013)

MRNF. 2011. Actes du colloque « Le caribou forestier : un enjeu de biodiversité et de développement durable ». Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, Qc, 132 p. + 1 annexe.

Pinard, V., C. Dussault, J.-P. Ouellet, D. Fortin et R. Courtois. 2012. Calving rate, calf survival rate, and habitat selection of forest-dwelling caribou in a highly managed landscape. Journal of Wildlife Management, 76(1) : 189-199.

Renaud, L.-A., M. Leblond, D. Beauchesne et M.-H. St-Laurent. 2010. Synthèse des connaissances relatives aux impacts du réseau routier sur l'écologie du caribou forestier. Rapport présenté à l'Équipe de rétablissement du caribou forestier – Groupe de mise en œuvre sur le développement anthropique, Québec, Qc, 21 p.

Rudolph, T.D., P. Drapeau, M.-H. St-Laurent et L. Imbeau. 2012. Situation du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) sur le territoire de la Baie-James dans la région Nord-du-Québec. Rapport scientifique présenté au ministère des Ressources naturelles et de la Faune et au Grand Conseil des Cris (Eeyou Istchee), Montréal, Qc, 77 p.

St-Laurent, M.-H., J.-P. Ouellet, A. Mosnier, D. Boisjoly et R. Courtois. 2009. Le parc national de la Gaspésie est-il un outil de conservation efficace pour maintenir une population menacée de caribou? Naturaliste canadien, 133(3) : 6-14.

Turcotte, C., S. Champagne, D. Chouinard, S. Dallaire, J. Lamoureux et G. Landry. 2007. Plan d'aménagement de l'aire du caribou de la Gaspésie (*Rangifer tarandus caribou*), 2e édition. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Directions de l'aménagement de la faune de la Gaspésie–Îles-de-la-Madeleine et du Bas-Saint-Laurent et Unités de gestion de la Gaspésie et du Bas-Saint-Laurent, Qc, 49 p.

Vors, L.S., J.A. Schaefer, B.A. Pond, A.R. Rodgers et B.R. Patterson. 2007. Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario. Journal of Wildlife Management, 71(4) : 1249-1256.

Lectures suggérées

Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec. 2013a. Plan de rétablissement du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) au Québec – 2013-2023. Produit pour le compte du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Faune Québec, Québec, Qc, 110 p.

Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec. 2013b. Lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*). Produit pour le compte du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Québec, Qc, 24 p + 1 annexe.

MRNF. 2011. Actes du colloque « Le caribou forestier : un enjeu de biodiversité et de développement durable ». Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, Qc, 132 p. + 1 annexe.

Rédaction : Antoine Nappi, biol., Ph.D.
Collaboration : David Baril, ing.f. (BFEC), Jean-François Carle, ing.f., M.Sc. (BFEC), Sébastien Coulombe, ing.f. (BFEC) et Martin Girard, ing.f. (BFEC).
Révision : Pierre Drapeau, biol., Ph.D. (UQAM), Claude Dussault, biol., M.Sc. (MDDEFP), Daniel Fortin, biol., Ph.D. (U. Laval), Wendy Giroux, biol., M.Sc. (MRN), Mélinda Lalonde, biol. (MDDEFP), Marcel Paré, biol., M.Sc. (MDDEFP) et Martin-Hugues St-Laurent, biol., Ph.D. (UQAR).

Référence à citer : Nappi, A. 2013. Caribou des bois. Fascicule 4.8. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 183-192.

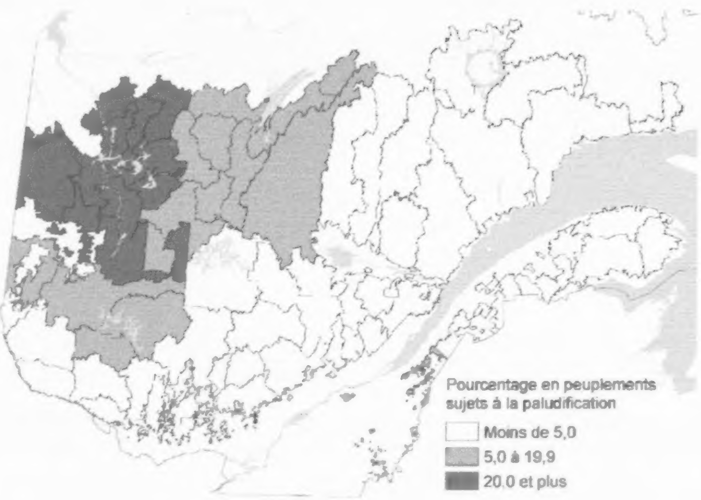
4.9 Paludification

La paludification est le processus d'accumulation graduelle de la couche organique du sol. Ce processus s'accompagne d'une ouverture du couvert forestier et d'une perte de productivité ligneuse. Certaines interventions sylvicoles permettent de contrer la paludification. Aux fins du calcul des possibilités forestières, le rendement des strates diffère selon le niveau de paludification et le scénario sylvicole.

Crédit photo : Antoine Nappi

Préoccupation

La paludification peut entraîner une perte de productivité ligneuse importante dans certaines régions du Québec. La paludification (entourbement) consiste en une accumulation de la couche organique du sol qui mène graduellement à la formation d'une tourbière. Ce processus survient lorsque la production de litière est supérieure à sa décomposition. L'augmentation de l'épaisseur de la couche organique, qui constitue un mauvais substrat de croissance, se traduit par une perte de productivité ligneuse[1]. La paludification est très répandue dans la pessière à mousses de l'Ouest en raison du relief plat, du climat froid sans sécheresse et de la forte abondance de sols argileux résistants à l'infiltration de l'eau (figure 1). Dans cette région, une grande proportion des peuplements forestiers est dans un état avancé de paludification ou en voie de le devenir.



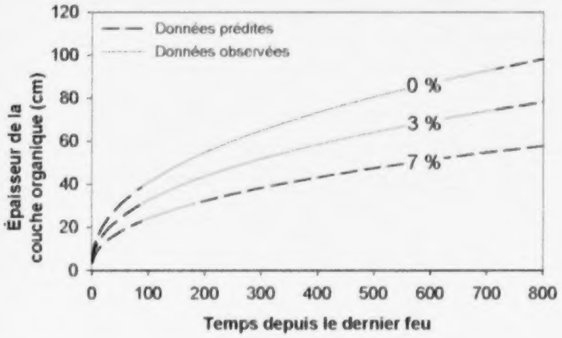
Source : Compilation du Bureau du forestier en chef

Figure 1. **Unités d'aménagement touchées par la paludification[3]. La paludification est répandue dans les basses-terres de la Baie James (régions écologiques 5a, 6a et 6b).**

La paludification peut être édaphique ou successionnelle[2]. La paludification « édaphique » survient lorsqu'une microtopographie locale (ex. : dépression) entraîne un drainage déficient et favorise le maintien de la nappe phréatique près de la surface du sol. La paludification « successionnelle » résulte de l'accumulation de la couche organique au cours du temps. L'interaction de ces deux processus a un effet sur le taux d'accumulation et l'épaisseur de la couche organique du sol (figure 2).

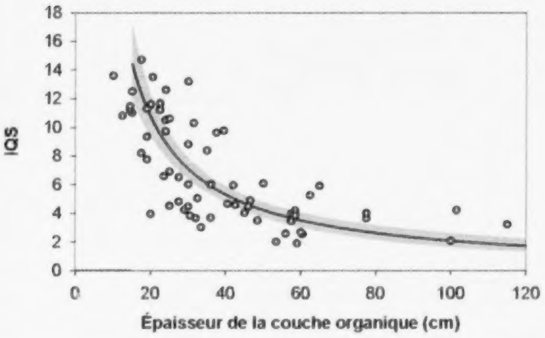
Les pertes de productivité ligneuse sont particulièrement importantes au début de la succession forestière. La productivité ligneuse de pessières noires peut diminuer de 50 à 80 % sur plusieurs centaines d'années; cette perte de productivité s'observe particulièrement entre 100 et 200 ans après feu[4] (figures 2 et 3). Durant cette période, l'épaisseur de la couche organique passe graduellement de 20 à 40 cm. La zone d'enracinement de l'épinette noire, laquelle est superficielle, migre alors du sol minéral à la couche organique[5].

1 Lecomte et al. (2006a), Simard et al. (2007, 2009).
2 Lavoie et al. (2007a), Bernier et al. (2008), Simard et al. (2009).
3 Le pourcentage indique la proportion de la superficie forestière de chaque unité d'aménagement (superficie de peuplements pour lesquels un type écologique est défini) en peuplements de type écologique RE37, RE38, RE39, RS37, RS38, RS39 ou RE26.
4 Simard et al. (2007, 2009).
5 Simard et al. (2007), Lavoie et al. (2007 b et c).



Source : Simard et al. (2009)

Figure 2. Changement dans l'épaisseur de la couche organique du sol en fonction du temps pour des peuplements d'épinette noire localisés sur des pentes de 0, 3 et 7 %.



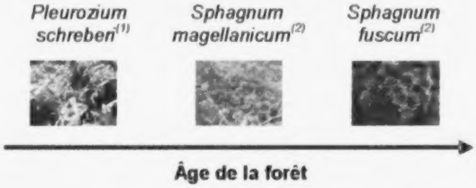
Source : Simard et al. (2009)

Figure 3. Variation de l'indice de qualité de station (IQS) de l'épinette noire en fonction de l'épaisseur de la couche organique du sol (l'IQS représente la croissance en hauteur après 50 ans de croissance libre).

De nombreux facteurs interviennent dans le processus de paludification. Ces facteurs incluent l'augmentation de la quantité de sphaignes et d'éricacées, la chute de la température du sol, l'augmentation de l'humidité, la diminution des éléments nutritifs disponibles et l'ouverture du couvert forestier[6]. L'envahissement des sphaignes fibriques contribue fortement à la paludification[7] (encadré 1). La présence du peuplier faux-tremble dans les peuplements d'épinette noire atténue le processus de paludification[8]. La paludification successionnelle est également influencée par la sévérité du feu au niveau du sol : les feux légers consument peu la couche organique, ce qui favorise la croissance des sphaignes[9].

Encadré 1. Envahissement par les sphaignes

Le remplacement graduel des mousses hypnacées (ex. : *pleurozium schreberi*) et des sphaignes tolérantes à l'ombre dans les peuplements jeunes par les sphaignes mieux adaptées à l'humidité (ex. : *sphagnum magellanicum*) ou à la lumière (ex. : *sphagnum fuscum*) dans les peuplements plus vieux contribue fortement à l'accumulation de la couche organique et à la perte de productivité ligneuse.



Crédit photo : (1) Pierre Cartier, (2) Michael Lüth

Les pratiques sylvicoles actuelles ne permettent pas de contrer la paludification. La coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS), le type de coupe le plus utilisé au Québec, protège la couche organique et le couvert de sphaignes[10]. Les coupes réalisées en hiver sont particulièrement problématiques, car le gel ne permet pas le brassage du sol[11]. De plus, les secteurs récoltés en hiver sont souvent inaccessibles à la remise en production artificielle en saison estivale. Les coupes partielles favorisent également la croissance des sphaignes de lumière lorsque présentes avant coupe[12]. Ainsi, la CPRS et les coupes partielles s'apparentent aux feux légers qui n'altèrent que légèrement les sols[11] (encadré 2). Enfin, les stratégies de lutte contre les feux, en contrôlant la combustion au niveau du sol, pourraient potentiellement accentuer ce phénomène.

La paludification constitue également un enjeu de biodiversité. La paludification entraîne une diminution graduelle du couvert arborescent. Plusieurs espèces floristiques (ex. : lichens épiphytes) et fauniques (ex. : grive à dos olive) sont plus abondantes dans les forêts qui présentent un couvert arborescent fermé[13]. Dans les régions où la paludification est répandue (i.e. pessière à mousses de l'Ouest), les forêts matures et fermées sont moins abondantes et peuvent se raréfier

[6] Fenton et al. (2005), Lavoie et al. (2005), Fenton et Bergeron (2006).
[7] Fenton et Bergeron (2006), Lavoie et al. (2007 b et c), Fenton et al. (2010). Les sphaignes fibriques sont peu fertiles et sont caractérisées par un contenu en eau très élevé et un faible taux de décomposition.
[8] Légaré et al. (2004, 2005 a et b), Fenton et al. (2005). La présence de peupliers améliore le statut nutritif des sols et diminue l'accumulation de matière organique. Selon Légaré et al. (2004), un effet positif sur le diamètre et la hauteur de l'épinette noire est observé lorsque le peuplier couvre jusqu'à 40 % de la surface terrière totale du peuplement.
[9] Fenton et al. (2005), Lecomte et al. (2006 a et b), Simard et al. (2007, 2009).
[10] Bernier et al. (2008), Lafleur et al. (2010 a et b).
[11] Lafleur et al. (2010a).
[12] Fenton et Bergeron (2007).
[13] Boudreault et al. (2002, 2009), Drapeau et al. (2003).

dans les territoires aménagés, ce qui peut représenter un enjeu régional important[14].

> **Encadré 2. Aménagement écosystémique**
>
> - Les feux sévères, en brûlant la presque totalité de la matière organique au sol, permettent l'établissement de forêts denses et productives. Les feux légers, en contrepartie, ne consument qu'une portion de la couche organique, ce qui favorise la croissance des sphaignes et conduit à des peuplements ouverts et moins productifs.
> - Certaines interventions sylvicoles, telles que la CPRS, surtout lorsque pratiquée en hiver, favorisent le maintien d'une couche organique épaisse. Ces coupes créent des conditions similaires aux feux légers.
> - L'approche écosystémique vise à réduire les écarts entre les effets produits par les perturbations naturelles et ceux engendrés par les pratiques sylvicoles. Ainsi, les interventions sylvicoles devraient perturber davantage la couche organique de manière à recréer les conditions de feux sévères.
> - La paludification a été identifiée comme un des principaux enjeux d'aménagement écosystémique dans la portion ouest de la forêt boréale québécoise.

Aménagement forestier

Objectif

L'objectif d'aménagement consiste à maintenir la productivité des pessières noires sujettes à la paludification et qui sont récoltées. Cet objectif s'applique principalement dans les régions où la paludification est répandue (figure 1).

Moyens d'aménagement

Certaines interventions sylvicoles peuvent contrer ou ralentir le processus de paludification et maintenir la productivité ligneuse des peuplements. Celles-ci visent à réduire l'épaisseur de la couche organique du sol et à favoriser une régénération abondante et une bonne croissance. L'efficacité de ces interventions dépend du processus impliqué (édaphique ou successionnel) et de l'état d'avancement de la paludification.

Identification des peuplements sujets à la paludification

Le type écologique[15] peut être utilisé afin d'identifier les peuplements sujets à la paludification. En effet, certains types écologiques sont caractérisés par un drainage hydrique ou subhydrique, par des dépôts de texture fine et par une couche organique très épaisse. Certains peuplements sont déjà dans un état avancé de paludification alors que d'autres sont en voie de paludification (figure 4) :

- peuplements fortement paludifiés (peuplements de type écologique RE37, RE38, RE39, RS37, RS38 ou RS39[16]) – Ces pessières noires à sphaignes et ces sapinières à épinette noire et à sphaignes sont de drainage hydrique. Une forte proportion de ces peuplements (de 46 à 100 %, selon le type écologique)[17] ont une couche organique de plus de 20 cm d'épaisseur, généralement de nature fibrique, et la paludification a cours depuis longtemps. La majorité des peuplements sur RE38, RE39, RS38 et RS39 ont une couche organique de plus de 35 cm d'épaisseur.

Type écologique	RE26	RE37 (RS37)	RE39 (RS39, RS38, RE38)	
Dépôt-drainage	4GA-40, 4GS-40 1A-40	4GA-50, 4GS-50 1A-50	7T-60	7E-60

Près de 200 ans après feu, l'épaisseur de MO atteint de 40 à 60 cm d'épaisseur (Simard *et al.* 2009)

De 200 à 600 ans après feu, l'épaisseur de MO atteint de 50 à 70 cm d'épaisseur (Simard *et al.* 2009)

(A) 40 cm de matière organique

(B) 100 cm de matière organique

Source : Adapté du ministère des Ressources naturelles

Figure 4. Lien entre le type écologique et la paludification successionnelle. La couche organique (en brun) s'accumule avec le temps.

- peuplements moyennement paludifiés (peuplements de type écologique RE26[18]) – Ces pessières noires de drainage subhydrique et de dépôt de texture fine sont en voie de paludification. Près de la moitié des peuplements présents sur ces types écologiques ont une couche organique de plus de 20 cm.

[14] Bergeron et al. (2007). À l'inverse, dans les régions où les milieux humides forestiers – dont font partie les forêts paludifiées – sont plus rares, la protection intégrale d'une partie de ces milieux peut également constituer un enjeu à considérer afin de maintenir la biodiversité qui leur est associée (Comité d'experts sur les solutions 2009).

[15] MRN – Guides de reconnaissance des types écologiques.

[16] Pessière noire à sphaignes de drainage hydrique 1) sur dépôt minéral de mince à épais, ombrotrophe (RE37), 2) sur dépôt organique ou dépôt minéral de mince à épais, minérotrophe (RE38) et 3) sur dépôt organique, ombrotrophe (RE39); sapinière à épinette noire et à sphaignes de drainage hydrique 1) sur dépôt minéral de mince à épais, ombrotrophe (RS37), 2) sur dépôt organique ou dépôt minéral de mince à épais, minérotrophe (RS38) et 3) sur dépôt organique, ombrotrophe (RS39).

[17] Pourcentages basés sur les points de sondage des inventaires forestiers (Direction des inventaires forestiers, ministère des Ressources naturelles).

[18] Pessière noire à mousses ou à éricacées de drainage subhydrique, sur dépôt de mince à épais et de texture fine (RE26). Bien que moins sujettes à la paludification en raison de leur dépôt de texture moyenne ou grossière, les autres pessières noires à mousses ou à éricacées de drainage subhydrique (RE24, RE25) présentent néanmoins une certaine proportion de peuplements avec une couche organique supérieure à 20 cm.

Traitements sylvicoles

La CPRS est le traitement sylvicole généralement utilisé pour les pessières noires de végétation potentielle RE2, RE3 ou RS3. Ce type de récolte, surtout lorsque pratiqué en hiver, protège les sols organiques et le couvert de sphaignes. La coupe totale sans protection (CTSP) perturbe davantage la couche organique et réduit la proportion de sphaignes et d'éricacées. Comparativement à la CPRS, la CTSP favorise la croissance de l'épinette noire et ne semble pas diminuer le coefficient de distribution de la régénération, et ce, pour un ensemble de dépôts organiques et argileux de drainage mésique à subhydrique[19].

Les coupes partielles semblent également peu efficaces pour contrer le processus de paludification successionnelle. Bien que celles-ci atténuent le rehaussement de la nappe phréatique en comparaison à la CTSP[20], elles favorisent davantage les sphaignes associées aux vieilles forêts paludifiées[21] (encadré 1).

La préparation de terrain, telle que le scarifiage, réduit l'épaisseur de la couche organique du sol, en particulier la couche fibrique, réduit la végétation compétitrice, augmente la température du sol et rend disponibles des substrats propices à la croissance des arbres tels qu'un mélange de sol minéral et organique ou un mélange de matériels fibrique et humique[22] (figure 5). La préparation de terrain s'avère plus efficace que la CTSP pour perturber la surface du sol et contrer la paludification.

La remise en production maximale des sites (forte densité et bonne distribution des tiges) devrait assurer une fermeture rapide du couvert forestier et permettre de contrer l'envahissement par les sphaignes de lumière.

Le drainage et la fertilisation peuvent contribuer à contrer la paludification[23]. Le drainage abaisse le niveau de la nappe phréatique, améliore l'aération des sols, augmente la température du sol ainsi que la décomposition de la matière organique. Cependant, l'efficacité du drainage de sols paludifiés s'est avérée très peu efficace en raison de la faible conductivité hydraulique des sols : l'effet des canaux de drainage se répercute au plus sur 15 m et ces canaux nécessitent un entretien fréquent[24]. Bien que peu expérimentée dans un contexte de paludification au Québec, la fertilisation est susceptible de pallier, entre autres, les carences en azote et en phosphore, ce qui contribue à augmenter la productivité des sites.

Crédit photo : David Paré

Figure 5. **La préparation de terrain, telle que le scarifiage, réduit l'épaisseur de matière organique qui caractérise le processus de paludification.**

Choix des interventions

Le choix des interventions dépend du processus impliqué et de l'état d'avancement de la paludification[25]. Dans les sites où la couche organique est très épaisse et fibrique et où le drainage est hydrique (peuplements fortement paludifiés), le contrôle de la paludification peut être difficile et coûteux[26]. Les efforts sylvicoles visant à contrer la paludification devraient être davantage concentrés dans des peuplements moyennement paludifiés (RE26).

Les interventions sur les sites où le processus de paludification est successionnel devraient également être priorisées. En effet, contrairement à la paludification édaphique, la paludification successionnelle peut être contrée par des interventions sylvicoles appropriées. Compte tenu que la couche organique s'accumule plus lentement lorsqu'une certaine pente est présente, celle-ci peut être utilisée afin de cibler les sites où les interventions sont les plus rentables (figure 2).

L'allongement de la révolution dans le but de conserver de vieilles forêts devrait être évité sur les sites en voie de paludification, étant donné les pertes appréhendées de productivité et l'ouverture du couvert forestier. Le maintien de vieilles forêts fermées peut constituer un enjeu important dans certaines régions, comme en Abitibi.

[19] Lafleur et al. (2010 a et b).
[20] Pothier et al. (2003).
[21] Fenton et Bergeron (2007), Fenton et al. (2008).
[22] Prévost et Dumais (2003), Lavoie et al. (2007 b et c), Lafleur et al. (2011 a et b).
[23] Lavoie et al. (2005).
[24] Jutras et al. (2007).

[25] Simard et al. (2008).
[26] Des travaux récents suggèrent néanmoins que la croissance de l'épinette noire pourrait être favorisée par un brassage du sol même quand la couche organique est très épaisse (Lafleur et al. 2011a).

Indicateurs forestiers

Deux types d'indicateurs peuvent être utilisés afin de faire le portrait de l'ampleur de la paludification ou de la stratégie sylvicole appliquée :

- pourcentage de la superficie forestière productive en peuplements paludifiés – Cet indicateur dresse le portrait de l'ampleur de la paludification dans une unité d'aménagement. Cette information peut être obtenue indirectement par le type écologique; certains types écologiques sont caractérisés par une forte épaisseur de la couche organique.
- pourcentage de la superficie récoltée provenant de peuplements paludifiés – Cet indicateur documente l'ampleur de la récolte dans les peuplements paludifiés. Il peut être précisé afin de faire le portrait des scénarios sylvicoles appliqués à ces peuplements[27].

Intégration au calcul

Pour plusieurs unités d'aménagement du Nord-Ouest du Québec, les strates sujettes à la paludification représentent plus de 20 % de la superficie forestière (figure 1). Lors du calcul des possibilités forestières, le rendement de ces strates dépend du niveau de paludification et du scénario sylvicole appliqué.

La prise en considération de cet objectif dans le calcul des possibilités forestières se fait aux étapes suivantes :

	Cartographie
✓	**Strates d'aménagement**
✓	**Stratégie sylvicole**
✓	**Évolution des strates**
✓	**Variables de suivi**
	Optimisation
	Spatialisation avec STANLEY

Strates d'aménagement

Lors de la création des strates d'aménagement, les pessières noires sont regroupées en fonction de la végétation potentielle (ex. : RE3, RE2) ou du type écologique (ex. : RE26). Toutefois, le processus de regroupement fait en sorte que des strates associées à différents niveaux de paludification peuvent être regroupées dans une même strate d'aménagement[28].

Lorsque le regroupement repose sur la végétation potentielle, seule une portion de la strate d'aménagement peut être sujette à la paludification (ex. : RE26 dans RE2). Les rendements attribués après la récolte prennent en considération la proportion de la strate d'aménagement sujette à la paludification.

Bien que la pente modifie le processus de paludification et puisse orienter les choix d'aménagement à l'échelle opérationnelle, cette information n'est pas utilisée lors de la création des strates d'aménagement.

Stratégie sylvicole

Aux fins du calcul, les strates sujettes à la paludification s'inscrivent généralement dans un scénario sylvicole extensif ou de base de la futaie régulière. Bien que la CTSP s'avère plus adaptée que la CPRS pour contrer la paludification[29], leurs effets sont considérés les mêmes aux fins du calcul (coupes totales [CT]). Seul le scénario sylvicole de base, qui inclut une préparation de terrain et une plantation de base, assure un rendement supérieur à un scénario sylvicole extensif.

Strates fortement paludifiées (RE37, RE38, RE39, RS37, RS38 et RS39)

La remise en production des strates sur RE38, RE39, RS38 ou RS39 est difficile, coûteuse et incertaine. Bien que le processus de paludification soit moins avancé pour les strates sur RE37 ou RS37, leur remise en production est également problématique. Toutes ces strates[30] s'inscrivent généralement dans un scénario sylvicole extensif avec une CT, sans préparation de terrain.

Strates moyennement paludifiées (RE26)

Les strates sur les sites à drainage subhydrique (RE26) offrent le meilleur potentiel de succès pour la remise en production. Un scénario sylvicole extensif (CT) ou de base (CT + scarifiage + plantation de base) peut être appliqué.

Évolution des strates

Le rendement attribué aux strates après intervention est fonction du niveau de paludification et du scénario sylvicole (tableau 1). Les orientations suivantes sont retenues aux fins du calcul :

Strates fortement paludifiées (RE37, RE38, RE39, RS37, RS38 et RS39)

Les courbes d'évolution pour les pessières noires sur végétation potentielle RE3 sont caractérisées par une productivité relativement faible et constante, laquelle est fonction de la densité du couvert (des courbes d'évolution

[27] Certains scénarios sylvicoles permettent de réduire l'épaisseur de la couche organique au sol ou de modifier sa nature et peuvent ainsi maintenir la productivité des peuplements alors que d'autres scénarios n'ont que peu d'effets sur l'épaisseur de la couche organique.

[28] Se référer au fascicule 2.2 – Strates d'aménagement.

[29] Lafleur et al. (2010 a et b).

[30] À noter que certaines de ces strates peuvent avoir été préalablement exclues du calcul sur la base de leur productivité (ex. : si elles ont plus de 90 ans et un volume de moins de 50 m^3/ha).

distinctes sont générées pour les strates de densité « A-B » et celles de densité « C-D »). Afin de refléter la baisse relativement lente de productivité après intervention (figures 2 et 3), les strates traitées, peu importe leur densité de départ, sont positionnées sur une courbe *effets de traitement* RE3 de densité « C-D ».

Strates de type écologique RE26

Une faible augmentation de l'épaisseur de la couche organique sur ces strates peut générer une baisse de productivité considérable pour le peuplement futur (figures 2 et 3). Le rendement attribué aux strates repose sur l'intensité du scénario sylvicole :

- scénario sylvicole extensif – Étant donné que la couche organique est maintenue et qu'elle continuera à s'accroître, les strates traitées évoluent sur une courbe dont le rendement est inférieur à celui avant l'application du traitement. Ainsi, après une CT, le rendement est ajusté afin de refléter celui des pessières noires sur végétation potentielle RE3 de densité « C-D »[31].
- scénario sylvicole de base – Ce type de scénario sylvicole devrait diminuer l'épaisseur de la couche organique fibrique. Ainsi, les strates traitées évoluent sur une courbe *effets de traitement* de plantation de base sur RE2 du domaine bioclimatique approprié[32].

Tableau 1. **Résumé de l'information utilisée pour orienter l'aménagement des strates sujettes à la paludification.**

	Type écologique		
	RE26		RE37, RE38, RE39 RS37, RS38, RS39
Niveau de paludification	Moyen		Fort
Scénario sylvicole	Extensif	De base	Extensif
Effet sur le rendement	↓↓	↑	↓

Variables de suivi

Aux fins du calcul, les principaux indicateurs relatifs à l'enjeu de la paludification concernent le portrait de la récolte dans les strates sujettes à la paludification :

- pourcentage de la superficie récoltée qui provient de strates paludifiées – Ce pourcentage peut être comparé au portrait du territoire (pourcentage des strates paludifiées sur le territoire) afin de mesurer l'ampleur de la récolte dans ces strates. Cet indicateur peut être ventilé par végétation potentielle, afin d'obtenir un portrait plus précis de la récolte[33].
- superficies traitées par scénario sylvicole – Cet indicateur permet de dresser le portrait de la stratégie sylvicole appliquée pour l'aménagement des strates paludifiées. Cet indicateur est approprié lorsque différents scénarios sylvicoles sont prévus[34] (ex. : superficie des strates moyennement paludifiées récoltée selon un scénario de base ou selon un scénario extensif).

État des connaissances

La croissance des peuplements sujets à la paludification ainsi que les effets de différents scénarios sylvicoles sont documentés à court terme, mais peu d'information nous permet de conclure quant à la productivité de ces peuplements à maturité. De plus, les résultats obtenus jusqu'à présent proviennent essentiellement d'études menées dans les pessières noires sur argile; ces effets sont encore peu documentés pour les sapinières. Les suivis des interventions devraient permettre d'évaluer et de comparer ces effets pour des peuplements sur différentes végétations potentielles et pour plusieurs régions. Les hypothèses retenues pour le calcul quant à l'évolution de ces peuplements devront être révisées à la lumière des nouvelles connaissances disponibles.

Références

Références citées

Bergeron, Y., P. Drapeau, S. Gauthier et N. Lecomte. 2007. Using knowledge of natural disturbances to support sustainable forest management in the northern Clay Belt. Forestry Chronicle, 83 : 326-337.

Bernier, P., M. Simard, D. Paré et Y. Bergeron. 2008. Paludification des sites forestiers sur les basses-terres de la Baie James : un phénomène à gérer. Fiche technique n° 7. Chaire industrielle CRSNG UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, Qc, 2 p.

Boudreault, C., Y. Bergeron, S. Gauthier et P. Drapeau. 2002. Bryophyte and lichen communities in mature to old-growth stands in eastern boreal forests of Canada. Revue canadienne de recherche forestière, 32 : 1080-1093.

Boudreault, C., Y. Bergeron et D. Coxson. 2009. Factors controlling epiphytic lichen biomass during postfire succession in black spruce boreal forests. Revue canadienne de recherche forestière, 39 : 2168-2179.

Comité d'experts sur les solutions. 2009. Projet de développement d'une approche d'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides. Fiches techniques, Québec, Qc, 130 p.

Drapeau, P., A. Leduc, Y. Bergeron, S. Gauthier et J.-P. Savard. 2003. Les communautés d'oiseaux des vieilles forêts de la pessière à mousses de la ceinture d'argile : problèmes et solutions face à l'aménagement forestier. Forestry Chronicle, 79(3) : 531-540.

[31] La courbe *effet de traitement* est ajustée en fonction de la proportion de la superficie occupée par les strates moyennement paludifiées dans le groupe de strates (% de RE26 dans RE2).

[32] Se référer au fascicule 3.1 – Plantation.

[33] Étant donné que les variables de suivi sont compilées par végétation potentielle, les statistiques sont ajustées en fonction de la proportion de la superficie occupée par les strates sujettes à la paludification (ex. : % de RE26 dans RE2).

[34] Bien que plusieurs scénarios sylvicoles soient prévus pour certains groupes de strates, l'optimisation permet d'identifier les superficies à traiter selon chaque scénario de façon à maximiser la possibilité forestière tout en tenant compte des *contraintes à l'optimisation* (ex. : limite budgétaire, superficie maximale par scénario sylvicole).

Fenton, N.J. et Y. Bergeron. 2006. Facilitative succession in a boreal bryophyte community driven by changes in available moisture and light. Journal of Vegetation Science, 17 : 65-76.

Fenton, N.J. et Y. Bergeron. 2007. *Sphagnum* community change after partial harvest in black spruce boreal forests. Forest, Ecology and Management, 242 : 24-33.

Fenton, N.J., Y. Bergeron et D. Paré. 2010. Decomposition rates of bryophytes in managed boreal forests: influence of bryophyte species and forest harvesting. Plant Soil, 336 : 499-508.

Fenton, N., H. Bescond, L. Imbeau, C. Boudreault, P. Drapeau et Y. Bergeron. 2008. Évaluation sylvicole et écologique de la coupe partielle dans la forêt boréale de la ceinture d'argile. *Dans* Gauthier S. et al. (*éditeurs*). Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Qc, pp. 393-415.

Fenton, N., N. Lecomte, S. Légaré et Y. Bergeron. 2005. Paludification in black spruce (*Picea mariana*) forests of eastern Canada: Potential factors and management implications. Forest Ecology and Management, 213 : 151-159.

Jutras, S., J. Bégin, A.P. Plamondon et H. Hokka. 2007. Draining an unproductive black spruce peatland stand: 18-year post-treatment tree growth and stand productivity estimation. Forestry Chronicle, 83(5) : 723-732.

Lafleur, B., N.J. Fenton, D. Paré, M. Simard et Y. Bergeron. 2010a. Contrasting effects of season and method of harvest on soil properties and the growth of black spruce regeneration in the boreal forested peatlands of eastern Canada. Silva Fennica, 44 : 799-813.

Lafleur, B., D. Paré, N.J. Fenton et Y. Bergeron. 2010b. Do harvest methods and soil type impact the regeneration and growth of black spruce stands in northwestern Quebec. Revue canadienne de recherche forestière, 40 : 1843-1851.

Lafleur, B., D. Paré, N.J. Fenton et Y. Bergeron. 2011a. Growth and nutrition of black spruce seedlings in response to disruption of *Pleurozium* and *Sphagnum* moss carpets in boreal forested peatlands. Plant and Soil, 345 : 141-153.

Lafleur, B., D. Paré, N.J. Fenton et Y. Bergeron. 2011b. Growth of planted black spruce seedlings following mechanical site preparation in boreal forested peatlands with variable organic layerthickness: 5-year results. Annals of Forest Science, 68(8) : 1291-1302.

Lavoie, M., D. Paré, N. Fenton, A. Groot et K. Taylor. 2005. Paludification and management of forested peatlands in Canada: a literature review. Dossiers environnement, 13 : 21-50.

Lavoie, M., K. Harper, D. Paré et Y. Bergeron. 2007a. Spatial pattern in the organic layer and tree growth: A case study from regenerating *Picea mariana* stands prone to paludification. Journal of Vegetation Science, 18 : 211-220.

Lavoie, M., D. Paré et Y. Bergeron. 2007b. Quality of growth substrates of post-disturbed lowland black spruce sites for black spruce (*Picea mariana*) seedling growth. New Forests, 33 : 207-216.

Lavoie, M., D. Paré et Y. Bergeron. 2007c. Relationships between microsite type and the growth and nutrition of young black spruce on post-disturbed lowland black spruce sites in eastern Canada. Revue canadienne de recherche forestière, 37 : 62-73.

Lecomte, N., M. Simard et Y. Bergeron. 2006a. Effects of fire severity and initial tree composition on stand structural development in the coniferous boreal forest of northwestern Québec, Canada. Écoscience, 13 : 152-163.

Lecomte, N., M. Simard, N. Fenton et Y. Bergeron. 2006b. Fire severity and long-term ecosystem biomass dynamics in coniferous boreal forests of eastern Canada. Ecosystems, 9 : 1215-1230.

Légaré, S., D. Paré et Y. Bergeron. 2004. The responses of black spruce growth to an increased proportion of aspen in mixed stands. Revue canadienne de recherche forestière, 34 : 405-416.

Légaré, S., Y. Bergeron et D. Paré. 2005a. Effect of aspen (*Populus tremuloides*) as a companion species on the growth of black spruce (*Picea mariana*) in the southwestern boreal forest of Quebec. Forest Ecology and Management, 208 : 211-222.

Légaré, S., D. Paré et Y. Bergeron. 2005b. Influence of aspen on forest floor properties in black spruce-dominated stands. Plant and Soil, 275 : 207-220.

MRN – Guides de reconnaissance des types écologiques http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/connaissances/connaissances-inventaire-guides.jsp (consulté le 10 mai 2012)

Pothier, D., M. Prévost et I. Auger. 2003. Using the shelterwood method to mitigate water table rise after forest harvesting. Forest Ecology and Management, 179 : 573-583.

Prévost, M. et D. Dumais. 2003. Croissance et statut nutritif de marcottes, de semis naturels et de plants d'épinette noire à la suite du scarifiage : résultats de 10 ans. Revue canadienne de recherche forestière, 33 : 2097-2107.

Simard, M., N. Lecomte, Y. Bergeron, P.Y. Bernier et D. Paré. 2007. Forest productivity decline caused by successional paludification of boreal soils. Ecological Applications, 17 : 1619-1637.

Simard, M., N. Lecomte, Y. Bergeron, P.Y. Bernier et D. Paré. 2008. Aménagement écosystémique de la pessière du nord de la ceinture d'argile québécoise : gérer la forêt… mais surtout les sols. *Dans* Gauthier, S. et al. (*éditeurs*). Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Montréal, Qc, pp. 269-299.

Simard, M., P.Y. Bernier, Y. Bergeron, D. Paré et L. Guérine. 2009. Paludification dynamics in the boreal forest of the James Bay lowlands: effect of time since fire and topography. Revue canadienne de recherche forestière, 39 : 546-552.

Lectures suggérées

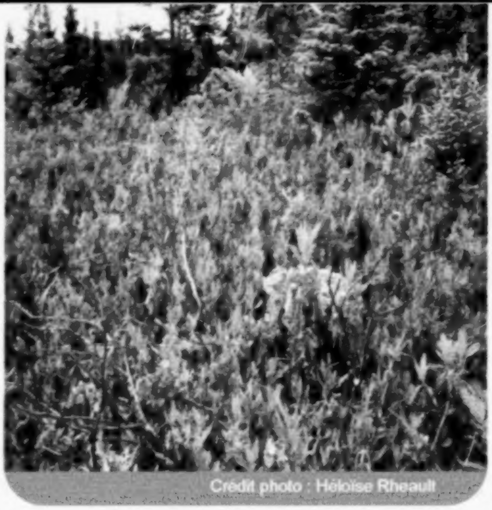
Lavoie, M., D. Paré, N. Fenton, A. Groot et K. Taylor. 2005. Paludification and management of forested peatlands in Canada: a literature review. Dossiers environnement, 13 : 21-50.

Simard, M., N. Lecomte, Y. Bergeron, P.Y. Bernier et D. Paré. 2008. Aménagement écosystémique de la pessière du nord de la ceinture d'argile québécoise : gérer la forêt… mais surtout les sols. *Dans* Gauthier, S. et al. (*éditeurs*). Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Montréal, Qc, pp. 269-299.

Rédaction : Antoine Nappi, biol., Ph.D.
Collaboration : Denis Chabot, ing.f. (retraité du BFEC) et Toma Guillemette, ing.f., M.Sc. (BFEC).
Révision : Louis-Pierre Bélanger-Ducharme, ing.f. (MRN), Michel Caron, ing.f. (BFEC), Nicole Fenton, biol., Ph.D. (UQAT), Jérôme Garet, ing.f., M.Sc. (BFEC), Jocelyn Gosselin, ing.f. (MRN), Pierre Grondin, ing.f., M.Sc. (MRN), David Paré, ing.f., Ph.D. (RNCan-SCF-CFL), Maxime Renaud, ing.f., M.Sc. (BFEC) et Martin Simard, biol., Ph.D. (U. Laval).

Référence à citer : Nappi, A. 2013. Paludification. Fascicule 4.9. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 193-199.

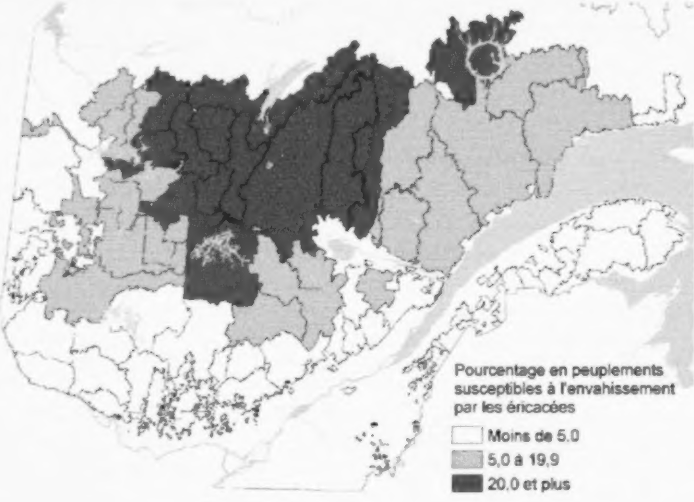
4.10 Éricacées



En forêt boréale, des délais de régénération peuvent survenir dans les parterres de coupe envahis par les éricacées. Pour prévenir ces délais, le scarifiage et la plantation sont préconisés. Aux fins du calcul des possibilités forestières, ce scénario s'applique aux strates les plus susceptibles et permet d'éviter une baisse de rendement. Un scénario sans scarifiage implique principalement un délai de régénération de 25 ans.

Préoccupation

En forêt boréale, des superficies importantes de pessières noires pourraient être à risque d'échec de régénération ou de baisse de productivité dû à l'envahissement des parterres de coupe par les éricacées[1] (figure 1). L'ouverture du couvert forestier par la coupe favorise la prolifération rapide des éricacées présentes dans les peuplements avant coupe, principalement le *Rhododendron (Ledum) groenlandicum*, le *Kalmia angustifolia* et les *Vaccinium* spp. Dû à leur grande plasticité[2], les éricacées s'accaparent plus rapidement des nutriments disponibles dans le sol que la régénération résineuse[3]. De plus, les toxines présentes dans leurs feuilles et leurs tiges contribuent à diminuer la fertilité de l'humus[4]. De ce fait, leur présence a un effet inhibiteur sur l'établissement et la croissance de la régénération de l'épinette noire et du pin gris.



Source : Compilation du Bureau du forestier en chef

Figure 1. Pourcentage des unités d'aménagement susceptibles à l'envahissement par les éricacées[6].

Le risque d'échec de régénération à la suite des coupes s'ajoute aux échecs de régénération qui se produisent naturellement à la suite des feux. La conversion de pessières fermées productives en pessières ouvertes peu productives est un phénomène naturel fréquent en forêt boréale[5]. La capacité d'un peuplement à se régénérer après un feu dépend de deux conditions : 1) la maturité des arbres au moment du passage du feu conditionne la disponibilité des graines viables (la production de semences est optimale entre 50 et 150 ans pour l'épinette noire); 2) l'intensité du feu conditionne la disponibilité des lits de germination (un feu de forte intensité expose davantage le sol minéral et limite l'expansion des éricacées; un feu de faible intensité épargne en partie la couche organique et les rhizomes des éricacées[7]). La coupe s'apparente davantage à un feu de faible intensité en regard de la disponiblité des lits de germination (encadré 1).

L'effet inhibiteur des éricacées sur la régénération perdurerait jusqu'au stade gaulis. Au stade gaulis, la régénération, qui atteint une hauteur d'environ un mètre, domine les éricacées et profite alors mieux de la lumière disponible pour croître. De plus, elle profite d'un réseau racinaire plus étendu pour accéder aux nutriments du sol

1 Jobidon (1995), Mallik (2003), Thiffault et Grondin (2003).
2 Hébert et al. (2011).
3 Hébert et al. (2010a, 2011).
4 Zhu et Mallik (1994), Joanisse (2007), LeBel et al. (2008), Moroni et al. (2009).
5 Payette (1999), Girard et al. (2008).

6 Le pourcentage indique la proportion de la superficie forestière de chaque unité d'aménagement (superficie de peuplements pour lesquels un type écologique est défini) en peuplements de type écologique RE12, RE20, RE21, RE22 et RE37.
7 Laberge-Pelletier (2007).

> **Encadré 1. Aménagement écosystémique**
>
> - L'approche écosystémique vise à réduire les écarts entre les paysages issus de coupes et ceux issus du régime naturel des perturbations. Contrairement aux feux sévères qui sont fréquents en forêt boréale, les interventions sylvicoles, telles que la CPRS, perturbent peu la couche organique.
> - Les traitements sylvicoles qui perturbent fortement le sol, à la manière de feux sévères, réduisent l'épaisseur de la couche organique et la densité des éricacées[8]. L'exposition du sol minéral ralentit le développement des éricacées; le mélange des horizons organique et minéral constitue le microsite idéal pour la régénération résineuse.

malgré la présence des éricacées[9]. Les connaissances actuelles sont cependant insuffisantes pour prédire avec précision le délai pour atteindre ce stade où la régénération deviendrait ainsi « libre de croître »[10]. Dans certaines conditions, la régénération n'atteint jamais ce stade[11]. Ainsi, les peuplements présentant une haute régénération préétablie sont moins à risque d'échec de régénération ou de baisse de productivité à la suite d'une coupe. Une haute régénération préétablie assure généralement un renouvellement plus rapide du couvert forestier après coupe et les plus forts volumes à l'hectare et ce, malgré la présence d'espèces envahissantes[12].

Une sylviculture plus intensive est préconisée pour les peuplements dépourvus d'une haute régénération préétablie. La coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS), le principal procédé de régénération réalisé en pessière noire, et les coupes partielles s'avèrent mal adaptées pour contrer l'envahissement par les éricacées[13]. Le maintien de la productivité résiderait plutôt dans une sévère perturbation du sol, à la manière d'un feu de forte intensité, telle qu'un scarifiage, suivi d'une plantation uniforme[14].

Aménagement forestier

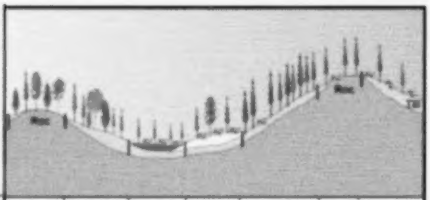
Objectif

L'objectif d'aménagement consiste à maintenir la productivité du territoire en contrant l'envahissement des parterres de coupe par les éricacées.

Moyens d'aménagement

Identification des superficies susceptibles

Les peuplements les plus susceptibles à l'envahissement par les éricacées se retrouvent dans les types écologiques RE12, RE20, RE21, RE22 et RE37[15] (figure 2).



Type écologique	RS20	RS22	RE37	RE21	RE22	RE20	RE12
Possibilité d'envahissement par les éricacées	Modérée	Modérée	Élevée	Élevée	Élevée	Élevée	Élevée
Importance relative (nombre de relevés de l'inventaire écologique)	45 %		40 %				1 %
Exemple de strate forestière	ES, SE, EPe		EE (densité A, B et C)				EE (D) DS

RS2 : Sapinière à épinette noire (Bop, Pet)
RE1 : Pessière noire à lichens
RE2 : Pessière noire à mousses ou à éricacées
RE3 : Pessière noire à sphaignes

0 : roc
1 : sable
2 : till
7 : sol organique

Sab Epb Epn Pig Bop Pet

Source : Adapté de Thiffault et Grondin (2003)

Figure 2. **Représentation schématique des principaux types écologiques du domaine de la pessière à mousses de l'Est susceptibles à l'envahissement par les éricacées après un feu ou une coupe.**

Traitements sylvicoles

Certaines variantes de la famille des coupes totales (CPRS, coupe totale sans protection [CTSP], coupe avec protection de la haute régénération et des sols [CPHRS]) et la coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) sont les principaux procédés de régénération utilisés en pessière noire. Malgré que tous ces procédés puissent favoriser la prolifération des éricacées, le risque de baisse de productivité est cependant variable en fonction de la qualité de la régénération préétablie[16]. Ce risque peut être évalué indirectement en fonction du procédé utilisé :

- CPRS – La CPRS est prescrite lorsque la régénération préétablie est principalement constituée d'une régénération basse. Lorsqu'elle n'est pas suivie d'un scarifiage mécanisé et d'une plantation uniforme, le risque d'une baisse de productivité est grand.
- CTSP – La CTSP est prescrite afin d'établir une plantation lorsque la régénération préétablie est

[8] Hébert et al. (2010b), Lafleur et al. (2010b).
[9] Mallik (2003), Nelson Thiffault, communication personnelle.
[10] Thiffault et al. (2010).
[11] Mallik (2003).
[12] Pothier et al. (1995), Pothier (1996), Larouche et al. (2013).
[13] Fenton et al. (2008), Hébert et al. (2010b), Riopel et al. (2011).
[14] Prévost et Dumais (2003), Thiffault et al. (2005, 2010), Thiffault et Jobidon (2006).
[15] Le type écologique RE37 est compilé avec les superficies sujettes à la paludification. Se référer au fascicule 4.9 – Paludification.
[16] Ruel et al. (1995), Pothier et al. (1995), Larouche et al. (2013).

inadéquate pour assurer le renouvellement du peuplement en essence désirée. Il a un effet perturbateur sur le sol qui s'apparente à l'effet d'un scarifiage[17], soit un effet bénéfique pour freiner la prolifération des éricacées. Par conséquent, le risque de baisse de productivité est faible.
- CPHRS et CPPTM – Elles sont prescrites pour les peuplements qui présentent une haute régénération préétablie suffisante pour assurer le renouvellement du peuplement et ce, malgré la présence d'espèces envahissantes. Par conséquent, après l'application de ces procédés, le risque de baisse de productivité est faible.

Dans les parterres de coupe mal régénérés, un scarifiage est préconisé avant d'établir une plantation uniforme. Le scarifiage limite l'envahissement par les éricacées suffisamment longtemps pour assurer le succès d'établissement et la croissance des semis mis en terre[18]. De plus, en mélangeant les horizons organique et minéral, le scarifiage crée les meilleurs microsites pour la plantation.

La fertilisation au moment de la plantation accentue les effets positifs du scarifiage sur la croissance initiale des semis d'épinette noire[19].

Indicateurs forestiers

Deux types d'indicateurs sont définis pour évaluer 1) la susceptibilité du territoire à l'envahissement par les éricacées et 2) l'effort sylvicole pour contrer l'envahissement par les éricacées et la baisse de productivité qui risque d'en découler :

- pourcentage de la superficie forestière productive susceptible à l'envahissement par les éricacées – Cette information est obtenue par le type écologique (RE12, RE20, RE21 et RE22).
- pourcentage de la superficie récoltée provenant de peuplements susceptibles à l'envahissement par les éricacées – Cet indicateur dresse le portrait de la récolte dans les peuplements susceptibles. Il peut également être précisé afin de faire le portrait des scénarios sylvicoles appliqués à ces peuplements.

Intégration au calcul

Aux fins du calcul des possibilités forestières, un délai de régénération et une baisse de rendement sont anticipés pour les strates susceptibles à l'envahissement par les éricacées qui s'inscrivent dans un scénario extensif.

L'intégration de cette problématique au calcul des possibilités forestières se fait aux étapes suivantes :

	Cartographie
✓	**Strates d'aménagement**
✓	**Stratégie sylvicole**
✓	**Évolution des strates**
✓	**Variables de suivi**
	Optimisation
	Spatialisation avec STANLEY

Strates d'aménagement

Lors de la création des strates d'aménagement, les pessières noires susceptibles à l'envahissement par les éricacées sont regroupées au sein de la végétation potentielle RE2. Seule une portion de la strate d'aménagement RE2 est considérée susceptible à l'envahissement par les éricacées (ex. : RE21). Les rendements attribués après la récolte prennent en considération la proportion de la strate d'aménagement susceptible à l'envahissement par les éricacées.

Stratégie sylvicole

Aux fins du calcul, les strates susceptibles à l'envahissement par les éricacées s'inscrivent généralement dans un scénario sylvicole extensif ou de base de la futaie régulière. Bien que la CPHRS ou la CTSP soient plus adaptées que la CPRS pour contrer l'envahissement des parterres de coupe par les éricacées[20], leurs effets sont considérés les mêmes aux fins du calcul (coupes totales [CT]). Le scénario sylvicole de base, qui inclut un scarifiage et une plantation de base, assure un rendement supérieur au scénario extensif.

Strates de type écologique RE12, RE20[21], RE21 ou RE22 soumises à un scénario sylvicole extensif

Ce type de scénario n'inclut généralement qu'une des variantes de la famille des CT sans préparation de terrain. Il n'est pas adapté pour contrer l'envahissement des parterres de coupe par les éricacées et assurer le retour à une strate de même rendement que celui présent avant la coupe.

[17] Lafleur et al. (2010b).
[18] Prévost et Dumais (2003), Thiffault et al. (2005, 2010), Thiffault et Jobidon (2006), Moroni et al. (2009).
[19] Thiffault et Jobidon (2006), Thiffault et al. (2010).
[20] Lafleur et al. (2010 a et b).
[21] Seul scénario applicable pour ces strates. Le scarifiage n'est pas prescrit sur RE20, ainsi un scénario de base ne peut s'appliquer.

Tableau 1. **Temps estimé pour que la régénération d'épinette noire atteigne entre 1 et 1,5 m en présence d'éricacées (*Ledum* et *Kalmia*) dans le domaine de la pessière noire.**

Délai de croissance[a]	Croissance	Référence	Région
Régénération naturelle			
10 à 30 ans	5 à 10 cm/an	Ruel et al. (2004)	Lac-Saint-Jean
23 à 36 ans	1 à 4,4 cm/an	Prévost et Dumais (2003)	Lac-Saint-Jean
70 à 100 ans	-	Mallik (2003)	Terre-Neuve (stations pauvres)
40 ans	-	Denis Chabot (comm. pers.)	Abitibi
Semis plantés			
15 ans	-	Thiffault et al. (2010)	Terre-Neuve
26 à 39 ans	3,8 cm/an	Thiffault et al. (2004a)	Abitibi
Environ 50 ans	environ 2 cm/an	Thiffault et al. (2004b)	Côte-Nord
100 à 150 ans	1 cm/an	Thiffault et Jobidon (2006)	Côte-Nord
6 à 10 ans (*Ledum* seulement)	-	Mallik (2003)	Terre-Neuve (stations pauvres)

[a] Estimations basées sur des données de croissance de la régénération après coupe telles que présentées dans divers travaux scientifiques. Ces travaux sont sélectionnés parce qu'ils permettent d'établir un lien entre la croissance de la régénération et la présence d'éricacées. Malgré que les qualités de station ne soient pas exprimées de façon uniforme d'un article à l'autre, elles semblent pour la plupart être de modérées à bonnes. Seules les stations pauvres sont spécifiées dans le tableau.

Strates de type écologique RE12, RE21 ou RE22 soumises à un scénario sylvicole de base

Ce type de scénario consiste en l'application d'une CT suivie d'un scarifiage et d'une plantation de base.

Évolution des strates

Le rendement après coupe des strates susceptibles à l'envahissement par les éricacées est fonction du type écologique et du choix du scénario sylvicole. Les hypothèses suivantes sont retenues aux fins du calcul :

Strates de type écologique RE12, RE20, RE21 ou RE22 soumises à un scénario sylvicole extensif

Pour le futur peuplement, un délai de 25 ans est anticipé pour atteindre 1 m de hauteur, à la lumière d'études sur la croissance de l'épinette noire en présence d'éricacées (tableau 1). Le délai réel attribué dépend de la courbe *actuelle d'évolution* utilisée. Par exemple, si la courbe *actuelle d'évolution* prédit l'atteinte de 1 m en 10 ans, le délai réel attribué est de 15 ans. De plus, dans certains cas, un rendement inférieur à la strate d'origine peut être attribué, compte tenu de l'ouverture du couvert anticipée. Les principes suivant s'appliquent pour attribuer une courbe *effets de traitement* à ces strates :

- strates sur type écologique RE12[22], RE21 ou RE22 – Une courbe *effets de traitement* de rendement inférieur est attribuée. Pour certaines unités d'aménagement, la courbe attribuée peut être de rendement correspondant aux strates sur RE3 de densité « C » ou « D ». Lorsque le rendement de la strate d'origine est déjà minimal (ex. : densité « D »), le rendement après coupe est équivalent.
- strates sur type écologique RE20 – Une courbe *effets de traitement* spécifique par unité d'aménagement est généralement créée pour les strates sur type écologique RE20 et RS20. Cette courbe correspond au rendement minimal attribuable à un groupe de strates; ce rendement est donc maintenu après coupe.

Strates de type écologique RE12, RE21 ou RE22 soumises à un scénario sylvicole de base

Lorsqu'une CT est suivie d'un scarifiage et d'une plantation de base, ces strates évoluent sur une courbe *effets de traitement* correspondant à un rendement de plantation de base sur RE2[23].

Variables de suivi

Aux fins du calcul, les principaux indicateurs relatifs à l'enjeu concernent le portrait de la récolte dans les strates susceptibles à l'envahissement par les éricacées :

- pourcentage de la superficie récoltée qui provient de strates susceptibles à l'envahissement par les éricacées[24] – Ce pourcentage peut être comparé au portrait du territoire (pourcentage des strates susceptibles sur le territoire) afin de mesurer l'ampleur de la récolte dans ces strates.
- superficies traitées par scénario sylvicole – Cet indicateur permet de dresser le portrait de la stratégie sylvicole appliquée pour l'aménagement des strates susceptibles[25] (ex. : superficie des strates susceptibles récoltées selon un scénario de base ou selon un scénario extensif).

[22] Généralement, les strates sur type écologique RE12 couvrent une faible superficie et sont regroupées avec les strates sur végétation potentielle RE2.

[23] Se référer au fascicule 3.1 – Plantation.

[24] Étant donné que les variables de suivi sont compilées par végétation potentielle, les statistiques sont ajustées en fonction de la proportion de la superficie occupée par les strates susceptibles à l'envahissement par les éricacées (ex. : % de RE21 dans RE2).

[25] Bien que plusieurs scénarios sylvicoles soient prévus pour certains groupes de strates, l'optimisation permet d'identifier les superficies à traiter selon chaque scénario de façon à maximiser la possibilité forestière tout en tenant compte des *contraintes à l'optimisation* (ex. : limite budgétaire, superficie maximale par scénario sylvicole).

État des connaissances

La perte de productivité associée à l'envahissement des parterres de coupe par les éricacées est appréhendée par les aménagistes forestiers et les chercheurs. Cependant les données pour en mesurer l'ampleur sont fragmentaires. Des dispositifs de suivis ont été implantés ces dernières années par le ministère des Ressources naturelles (Direction de la recherche forestière) en Abitibi, au Lac-Saint-Jean et sur la Côte-Nord afin d'obtenir une meilleure caractérisation des peuplements à risque et une meilleure estimation de la croissance de la régénération avec et sans préparation de terrain.

Références

Références citées

Fenton, N., H. Bescond, L. Imbeau, C. Boudreault, P. Drapeau et Y. Bergeron. 2008. Évaluation sylvicole et écologique de la coupe partielle dans la forêt boréale de la ceinture d'argile. *Dans* Gauthier, S. et al. (*éditeurs*). Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Qc, pp. 393-415.

Girard, F., S. Payette et R. Gagnon. 2008. Rapid expansion of lichen woodlands within the closed-crown boreal forest zone over the last 50 years caused by stand disturbances in eastern Canada. Journal of Biogeography, 35 : 529-537.

Hébert, F., N. Thiffault, J.-C. Ruel et A.D. Munson. 2010a. Ericaceous shrubs affect black spruce physiology independently from inherent site fertility. Forest Ecology and Management, 260 : 219-228.

Hébert, F., N. Thiffault, J.-C. Ruel et A.D. Munson. 2010b. Comparative physiological responses of *Rhododendron groenlandicum* and regenerating *Picea mariana* following partial canopy removal in northeastern Quebec, Canada. Revue canadienne de recherche forestière, 40 : 1791-1802.

Hébert, F., N. Thiffault et A.D. Munson. 2011. Does trait plasticity of three boreal nutrient-conserving species relate to their competitive ability? Ecoscience, 18(4) : 1-12.

Joanisse, G.D., R.L. Bradley, C.M. Preston et A.D. Munson. 2007. Soil enzyme inhibition by condensed litter tannins may drive ecosystems structure and processes: the case of *Kalmia angustifolia*. New Phytologist, 175 : 535-546.

Jobidon, R. 1995. Autécologie de quelques espèces de compétition d'importance pour la régénération forestière au Québec. Revue de littérature. Mémoire de recherche n° 117. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, pp. 102-119.

Lafleur, B., N.J. Fenton, D. Paré, M. Simard et Y. Bergeron. 2010a. Contrasting effects of season and method of harvest on soil properties and the growth of black spruce regeneration in the boreal forested peatlands of eastern Canada. Silva Fennica, 44 : 799-813.

Lafleur, B., D. Paré, N.J. Fenton et Y. Bergeron. 2010b. Do harvest methods and soil type impact the regeneration and growth of black spruce stands in northwestern Quebec. Revue canadienne de recherche forestière, 40 : 1843-1851.

Larouche, C., M.-M. Gauthier et S. Tremblay. 2013. Les coupes totales. Chapitre 18. *Dans* Ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier. Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 370-409.

LeBel, P., N. Thiffault et R. Bradley. 2008. Kalmia removal increases nutrient supply and growth of black spruce seedlings: an effect fertilizer cannot emulate. Forest Ecology and Management, 256 : 1780-1784.

Mallik, A.U. 2003. Conifer regeneration problems in boreal and temperate forests with ericaceous understory: Role of disturbance, seedbed limitation, and keytsone species change. Critical Reviews in Plant Sciences, 22 : 341-366.

Moroni, M.T., N. Thiffault, B.D. Titus, C. Mante et F. Makeschin. 2009. Controlling Kalmia and reestablishing conifer dominance enhances soil fertility indicators in central Newfoundland, Canada. Revue canadienne de recherche forestière, 39 : 1270-1279.

Payette, S. 1999. Origin of the lichen woodland at its southern range limit in eastern Canada: the catastrophic impact of insect defoliators and fire on the spruce-moss forest. Revue canadienne de recherche forestière, 30 : 288-305.

Pothier, D., R. Doucet et J. Boily. 1995. The effect of advance regeneration height on future yield of black spruce stands. Revue canadienne de recherche forestière, 25 : 536-544.

Pothier, D. 1996. Évolution de la régénération après la coupe de peuplements récoltés selon différents procédés d'exploitation. Forestry Chronicle, 72(5) : 519-527.

Prévost, M. et D. Dumais. 2003. Croissance et statut nutritif de marcottes, de semis naturels et de plants d'épinette noire à la suite du scarifiage : résultats de 10 ans. Revue canadienne de recherche forestière, 33 : 2097-2107.

Riopel, M., J. Begin et J.-C. Ruel. 2011. Coefficients de distribution de la régénération, cinq ans après des coupes avec protection des petites tiges marchandes appliquées dans des sapinières et des pessières noires du Québec. Forestry Chronicle, 87 : 669-683.

Ruel, J.-C., R. Doucet et J. Boily. 1995. Mortality of balsam fir and black spruce advance growth 3 years after clear-cutting. Revue canadienne de recherche forestière, 25 : 1528-1537.

Ruel, J.-C., R. Horvath, C.H. Ung et A.D. Munson. 2004. Comparing height growth and biomass production of black spruce trees in logged and burned stands. Forest Ecology and Management, 193 : 371-384.

Thiffault, N. et P. Grondin. 2003. Envahissement des parterres de coupe par les éricacées. *Dans* Grondin P. et A. Cimon (*éditeurs*). Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, Québec, Qc, pp. 103-130.

Thiffault, N. et R. Jobidon. 2006. How to shift unproductive *Kalmia angustifolia–Rhododendron groenlandicum* heath to productive conifer plantation. Revue canadienne de recherche forestière, 36 : 2364-2376.

Thiffault, N., B.D. Titus et A.D. Munson. 2004a. Black spruce seedlings in a Kalmia-Vaccinium association: microsite manipulation to explore interactions in the field. Revue canadienne de recherche forestière, 34 : 1657-1668.

Thiffault, N., G. Cyr, G. Prégent, J. Jobidon et L. Charette. 2004b. Régénération artificielle des pessières noires à éricacées : effets du scarifiage, de la fertilisation et du type de plants après 10 ans. Forestry Chronicle, 80 : 141-149.

Thiffault, N., B.D. Titus et A.D. Munson. 2005. Silvicultural options to promote seedling establishment on Kalmia-Vaccinium-dominated sites. Scandinavian Journal of Forest Research, 20 : 110-121.

Thiffault, N., B.D. Titus et M.T. Moroni. 2010. Silviculture and planted species interact to influence reforestation success on a Kalmia-dominated site – a 15-year study. Forestry Chronicle, 86 : 234-242.

Zhu, H. et A. Mallik. 1994. Interactions between *Kalmia* and black spruce: isolation and identification of allelopathic compounds. Journal of Chemical Ecology, 20 : 407-421.

Lectures suggérées

Hébert, F. et N. Thiffault. 2011. The Biology of Canadian weeds. *Rhododendron groenlandicum* (Oeder) Kron and Judd. Canadian Journal of Plant Science, 91 : 725-738.

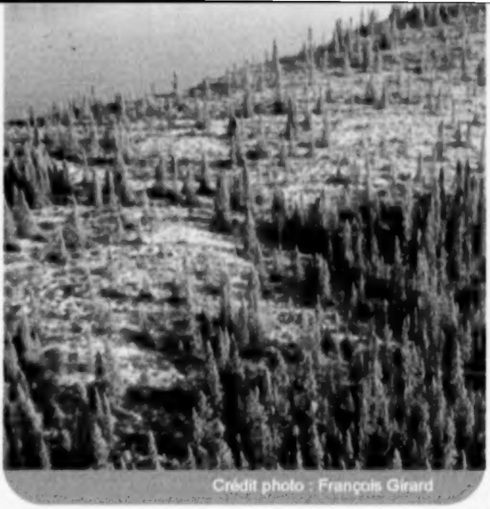
Laberge-Pelletier, C. 2007. L'environnement des éricacées des forêts de l'est du Québec. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Sainte-Foy, Qc.
http://archimede.bibl.ulaval.ca/archimede/fichiers/24402/24402.html (consulté le 4 septembre 2012)

Thiffault, N. 2006. Remise en production des landes à éricacées : résultats de quinze ans d'un essai sylvicole sur la Côte-Nord. Note de recherche forestière n° 132. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 12 p.

Rédaction : Héloïse Rheault, biol., Ph.D.
Collaboration : Denis Chabot, ing.f. (retraité du BFEC), Toma Guillemette, ing.f., M.Sc. (BFEC), Maxime Renaud, ing.f., M.Sc. (BFEC), Dominique Tremblay, ing.f. (BFEC) et Daniel Villemure, ing.f. (BFEC).
Révision : Louis-Pierre Bélanger Ducharme, ing.f. (MRN), Pierre Grondin, ing.f., M.Sc. (MRN), Alison D. Munson, Ph.D (U. Laval), Martin Riopel, ing.f., Ph.D. (U. Laval) et Nelson Thiffault, ing.f., Ph.D. (MRN).
Remerciements : Jérôme Garet, ing.f., M.Sc. (BFEC), Jocelyn Gosselin, ing.f. (MRN), Hugues Laberge, ing.f. (MRN) et Guy Prégent, ing.f., M.Sc. (MRN).

Référence à citer : Rheault, H. 2013. Éricacées. Fascicule 4.10. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 201-206.

4.11 Landes à lichens

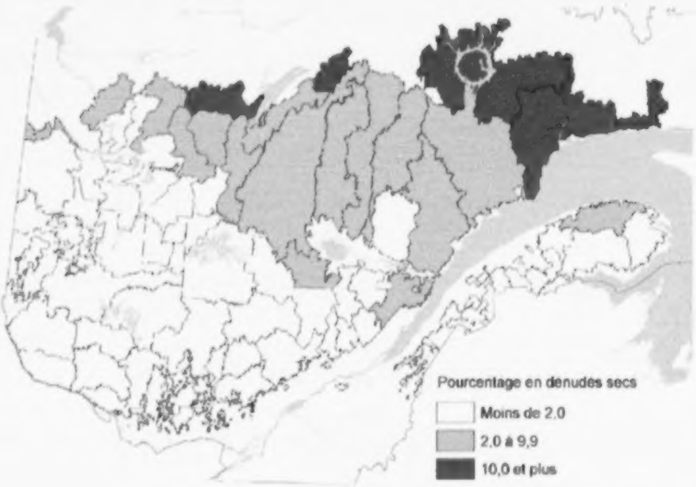


Une partie des pessières ouvertes et des landes à lichens origine d'échec de régénération après perturbation. Ces milieux auraient un potentiel productif similaire aux pessières fermées. Leur remise en production est préconisée pour contrer leur expansion et maintenir la productivité du territoire. Aux fins du calcul, un scénario incluant un scarifiage et un reboisement est appliqué à une strate d'aménagement de faible productivité, laquelle se voit attribuer un rendement supérieur.

Préoccupation

En forêt boréale, la présence de pessières ouvertes et de landes à lichens[1] serait en grande partie la conséquence d'échec de régénération à la suite de perturbations. L'expansion rapide de ces milieux au cours des dernières décennies s'expliquerait par le cumul, au fil des années, de forêts mal régénérées à la suite de perturbations[2]. Par exemple, des perturbations en rafale – une succession de plusieurs feux, ou encore un feu succédant à une épidémie ou une coupe – peuvent compromettre le succès d'établissement du futur peuplement si elles surviennent dans un peuplement qui n'a pas atteint sa maturité semencière[3] (figure 2). La régénération étant déficiente, le milieu devient favorable à la prolifération au sol de lichens et d'éricacées[4].

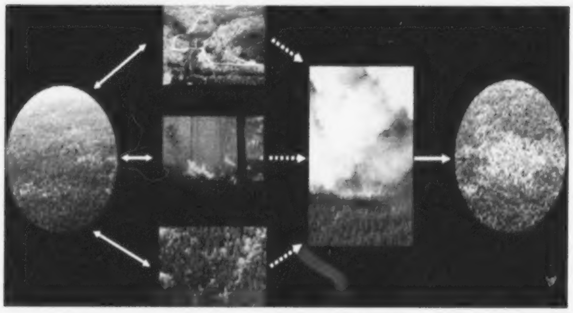
Ce phénomène semble irréversible sous une dynamique naturelle de feux[5] : le passage d'une pessière ouverte à lichens à une forêt fermée n'a jamais été observé à la suite d'un feu. Par conséquent, les superficies occupées par ces milieux ne peuvent qu'augmenter sans intervention humaine et ce, particulièrement dans les latitudes correspondant à la pessière noire à mousses. En effet, l'expansion des milieux ouverts à lichens s'accentue vers le nord. La proportion du territoire aménagé occupée par ces milieux a augmenté de près de 30 % dans certains secteurs depuis 1950[7] (figure 3). Considérant les changements climatiques et la probablilité d'une plus grande fréquence des feux en forêt boréale[8], ce phénomène pourrait s'accentuer, d'autant plus que les effets de la récolte forestière s'ajoutent à ceux des feux[9].



Source : Compilation du Bureau du forestier en chef

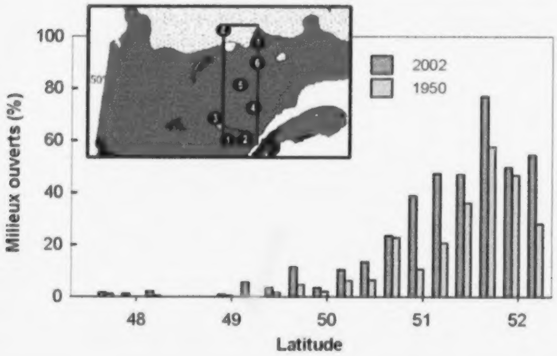
Figure 1. Répartition des dénudés secs (DS) par unité d'aménagement[6]. Les DS sont constitués en grande partie de landes à lichens. Une portion importante de ces milieux ouverts est issue d'échec de régénération à la suite de perturbations.

1 Correspondant aux pessières ouvertes à lichens ou à éricacées dont la densité du couvert arborescent se situe entre 25 et 40 % et aux landes dont le couvert arborescent est inférieur à 25 %.
2 Lavoie et Sirois (1998), Payette et al. (2000), Payette et Delwaide (2003), Girard et al. (2009).
3 25 à 50 ans pour l'épinette noire (revu dans Côté 2003).
4 Thiffault et Grondin (2003).
5 Morneau et Payette (1989), Jasinsky et Payette (2005), Côté et al. (2013).
6 Le pourcentage indique la proportion de DS par rapport à la superficie forestière de chaque unité d'aménagement (superficie de peuplements productifs plus celle des DS).
7 Girard et al. (2008).
8 Bergeron et al. (2010).
9 Payette et Delwaide (2003), James et al. (2011).



Source : Adapté de Girard et al. (2009)

Figure 2. Représentation schématique de la dynamique de perturbation à l'origine de la conversion de pessières fermées en pessières ouvertes à lichens. Trois types de perturbations en rafale (flèche en pointillé) sont en cause : feu après coupe, feu après feu ou feu après épidémie.



Source : Adapté de Girard et al. (2008)

Figure 3. Évolution de la proportion du territoire forestier occupé par des milieux ouverts à lichens depuis 1950. La zone d'étude se situe dans la forêt boréale au centre du Québec. La zone d'aménagement forestier se situe entre les latitudes 48°53'N et 50°42'N.

La remise en production d'une portion des pessières ouvertes et des landes à lichens permet de contrer ce phénomène d'ouverture et de maintenir les possibilités forestières. Une portion de ces milieux ouverts a déjà été propice à la croissance de pessières fermées denses[10]. Des dispositifs expérimentaux ont été mis en place depuis la fin des années 1990 pour étudier le potentiel de reboisement des pessières ouvertes au nord du lac Saint-Jean[11]. Les résultats obtenus jusqu'à présent soutiennent l'hypothèse qu'une remise en production de ces milieux ouverts est opérationnellement envisageable et donnerait un rendement comparable à celui de plantations en pessières à mousses[12]. En outre, le potentiel de croissance dans ces sites est le même de la limite sud de leur distribution à la limite nord[13].

Des travaux sont en cours afin d'évaluer si les risques de feux sont plus grands dans les secteurs où dominent les pessières ouvertes. La fréquence et l'étendue des feux sont influencées, entre autres, par les conditions édaphiques[14]. Les feux seraient plus fréquents et de plus grande étendue dans les secteurs ayant une proportion importante de milieux sujets à la sécheresse. Les landes à lichens sont généralement associées à ce type de conditions. Cette question est critique pour l'évaluation de la pertinence du reboisement dans ces milieux[15].

Aménagement forestier

Objectif

L'objectif d'aménagement consiste à remettre en production des pessières ouvertes ou des landes à lichens dans certains secteurs de la forêt boréale. Cet objectif fait partie de la stratégie régionale de reboisement du Saguenay–Lac-Saint-Jean (encadré 1). Le but est de maintenir ou d'améliorer le potentiel de récolte des bois (possibilité forestière), tout en augmentant les stocks de carbone forestier.

Encadré 1. Stratégie régionale de reboisement au Saguenay–Lac-Saint-Jean[16]

La stratégie régionale de reboisement est basée sur les trois objectifs suivants, présentés par ordre d'importance :

- Le reboisement associé aux activités de récolte pour renouveler les strates de pin gris, les sentiers de débardage et les strates sans régénération (de toutes les essences). Cet objectif représente le reboisement d'environ 10 650 ha par année après la récolte (20 % des superficies récoltées en coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) a nécessité une remise en production).
- La remise en production des superficies récemment perturbées par le feu, avec carence de régénération en raison de l'âge des peuplements et de l'intensité de l'incendie. Environ 10 000 ha de forêts récemment incendiées doivent être reboisés annuellement.
- La remise en production des superficies perturbées par d'anciens feux (pessières ouvertes et landes). Un objectif de 5 000 ha par année a été fixé pour remettre une partie des pessières noires ouvertes ou des landes en production[17].

[10] Girard et al. (2009).
[11] Constat tiré de travaux récents dirigés par Daniel Lord (projet FQRNT 2008); Hébert et al. (2006).
[12] Tremblay et al. (2011).
[13] Girard et al. (2011).
[14] Mansuy et al. (2010).
[15] Travaux en cours, projet Carbone boréal – Université du Québec à Chicoutimi, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Université Laval.
[16] MRN – Plans d'aménagement forestier du Saguenay–Lac-Saint-Jean.
[17] L'analyse du potentiel de reboisement pour les superficies de pessières ouvertes et de landes est réalisée sur la base des inventaires antérieurs. Le rendement escompté est évalué en fonction du type de peuplement qui croissait sur ces sites avant perturbation (analyse cartographique).

Moyens d'aménagement

L'atteinte de cet objectif passe par le reboisement d'une portion des superficies de pessières ouvertes et de landes à lichens. Le scarifiage est essentiel pour assurer le succès du reboisement, voire même les méthodes de scarifiage les plus agressives telles que la double scarification ou l'emploi d'une excavatrice[18].

Indicateurs forestiers

Les pessières ouvertes à lichens sont identifiées dans la cartographie forestière par les peuplements dominés par l'épinette noire de densité « D » de végétation potentielle RE1. Les landes à lichens sont représentées par les « dénudés secs » (DS). Des cibles de superficies à reboiser pour maintenir ou augmenter les possibilités forestières sont présentées dans les plans d'aménagement forestier intégré.

En outre, des cibles de superficies à reboiser pour accroître les stocks de carbone forestier sont envisagées également dans le cadre du marché d'échange réglementaire de la *Western Climate Initiative* (WCI) et du projet *Carbone boréal*[19].

Intégration au calcul

Aux fins du calcul, la prise en considération de la remise en production des pessières ouvertes et des landes à lichens peut se faire en créant une strate d'aménagement dont la productivité est faible et en y appliquant un scénario de remise en production et un rendement en fonction de l'effet escompté.

L'intégration de cet objectif au calcul des possibilités forestières se fait aux étapes suivantes :

- Cartographie
- ✓ **Strates d'aménagement**
- ✓ **Stratégie sylvicole**
- ✓ **Évolution des strates**
- Variables de suivi
- Optimisation
- Spatialisation avec STANLEY

Strates d'aménagement

La création d'une strate d'aménagement destinée à un scénario de remise en production se fait à partir des strates cartographiques improductives. Les strates improductives incluent les strates forestières dont le volume demeure inférieur à 50 m^3 sur tout l'horizon de calcul ou des types écologiques protégés (ex. : RE10, RE11, RE70, RE40), excluant les dénudés secs[20].

Stratégie sylvicole

Des scénarios incluant un scarifiage et une plantation de base d'épinettes noires ou de pins gris sont élaborés.

Évolution des strates

La strate traitée se voit attribuer une courbe *effets de traitement* dont le rendement correspond à celui d'une plantation de base sur la végétation potentielle RE2 du domaine bioclimatique approprié[21].

État des connaissances

Les suivis de croissance des plantations dans les sites de pessières ouvertes et de landes à lichens sont récents et peu d'information permet de conclure quant à la productivité de ces peuplements à maturité. De plus, une analyse de risque reste à faire en fonction des nouvelles connaissances disponibles sur les zones à forte récurrence de feux.

Références

Références citées

Bergeron, Y., D. Cyr, M.P. Girardin et C. Carcaillet. 2010. Will climate change drive 21st century burn rates in Canadian boreal forest outside of its natural variability: collating global climate model experiments with sedimentary charcoal data. International Journal of Wildland Fire, 19 : 1127-1139.

Carbone boréal – Compensez vos émissions de gaz à effet de serre http://carboneboreal.uqac.ca/presentation.php (consulté le 13 mai 2013)

Côté, D. 2003. Expansion des milieux ouverts à lichens dans le domaine de la pessière à mousses. *Dans* Grondin P. et A. Cimon (*éditeurs*). Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, Québec, Qc, pp. 175-190.

Côté, D., F. Girard, F. Hébert, S. Bouchard, R. Gagnon et D. Lord. 2013. Is the closed-crown boreal forest resilient after successive stand disturbances? A quantitative demonstration from a case study. Journal of Vegetation Science, 24(4) : 664-674.

Girard, F., S. Payette et R. Gagnon. 2008. Rapid expansion of lichen woodlands within the closed-crown boreal forest zone over the last 50 years caused by stand disturbances in eastern Canada. Journal of Biogeography, 35 : 529-537.

Girard, F., S. Payette et R. Gagnon. 2009. Origin of the lichen–spruce woodland in the closed-crown forest zone of eastern Canada. Global Ecology and Biogeography, 18 : 291-303.

Girard, F., S. Payette et R. Gagnon. 2011. Dendroecological analysis of black spruce in lichen–spruce woodlands of the closed-crown forest zone in eastern Canada. Écoscience, 18 : 1-16.

Hébert, F., J.-F. Boucher, P.-Y. Bernier et D. Lord. 2006. Growth response and water relations of 3-year-old planted black spruce and jack pine

[18] Tremblay et al. (2011).

[19] Western Climate Initiative – Program Design, Carbone boréal – Compensez vos émissions de gaz à effet de serre.

[20] Pour le calcul de la période 2013-2018, les dénudés secs sont exclus du calcul.

[21] Se référer au fascicule 3.1 – Plantation.

seedlings in site prepared lichen woodlands. Forest Ecology and Management, 223 : 226-236.

James, P.M.A., M.-J. Fortin, B.R. Sturtevant, A. Fall et D. Kneeshaw. 2011. Modelling spatial interactions among fire, spruce budworm, and logging in the boreal forest. Ecosystems, 14 : 60-75.

Jasinsky, J.P.P. et S. Payette. 2005. The creation of alternative stable states in the southern boreal forest, Québec, Canada. Ecological Monographs, 75 : 561-583.

Lavoie, L. et L. Sirois. 1998. Vegetation changes caused by recent fires in the northern boreal forest of eastern Canada. Journal of Vegetation Science, 9 : 483-492.

Mansuy, N., S. Gauthier, A. Robitaille et Y. Bergeron. 2010. The effects of surfacial deposit–drainage combinations on spatial variations of fire cycles in the boreal forest of eastern Canada. International Journal of Wildland Fire, 19 : 1083-1098.

Morneau, C. et S. Payette. 1989. Postfire lichen–spruce woodland recovery at the limit of the boreal forest in northern Quebec. Canadian Journal of Botany, 67 : 2770-2782.

MRN – Plans d'aménagement forestier du Saguenay–Lac-Saint-Jean http://www.mrn.gouv.qc.ca/forets/consultation/consultation-amenagement-saguenay-lac-saint-jean-pafit.jsp (consulté le 28 octobre 2013)

Payette, S., N. Bhiry, A. Delwaide et M. Simard. 2000. Origin of the lichen woodland at its southern range limit in eastern Canada: the catastrophic impact of insect defoliators and fire on the spruce-moss forest. Revue canadienne de recherche forestière, 30 : 288-305.

Payette, S. et A. Delwaide. 2003. Shift of conifer boreal forest to lichen-heath parkland caused by successive stand disturbances. Ecosystems, 6 : 540-550.

Tremblay, P., F. Hébert, J. Allaire, D. Walsh et D. Lord. 2011. Remise en production des milieux ouverts sur stations sèches dans les pessières à mousses du Saguenay–Lac-Saint-Jean et du Nord du Québec : résultats 5 et 10 ans après plantation pour l'épinette noire. Rapport d'étape. Consortium de recherche sur la forêt boréale commerciale, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi, Qc, 10 p.

Thiffault, N. et P. Grondin. 2003. Envahissement des parterres de coupe par les éricacées. *Dans* Grondin P. et A. Cimon (*éditeurs*). Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, Québec, Qc, pp. 103-130.

Western Climate Initiative – Program Design http://www.westernclimateinitiative.org/designing-the-program (consulté le 13 mai 2013)

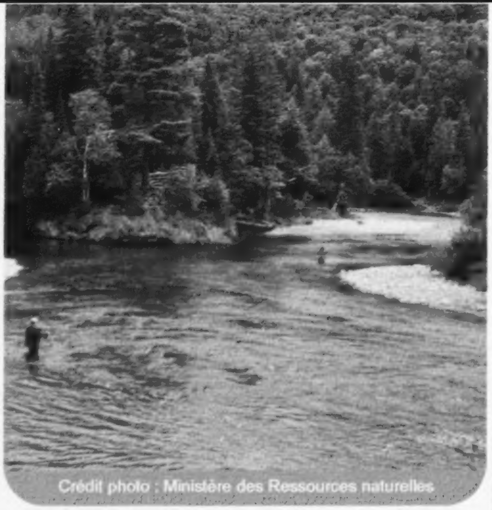
Lecture suggérée

Côté, D. 2003. Expansion des milieux ouverts à lichens dans le domaine de la pessière à mousses. *Dans* Grondin P. et A. Cimon (*éditeurs*). Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, Québec, Qc, pp. 175-190.

Rédaction : Héloïse Rheault, biol., Ph.D.
Collaboration : Sylvain Chouinard, ing.f. (BFEC) et Mario Roy, ing.f. (BFEC).
Révision : Jean-François Boucher, biol., Ph.D. (UQAC), Damien Côté, biol., M.Sc. (MRN), François Girard, biol., Ph.D. (MRN), Daniel Lord, biol., Ph.D. (UQAC) et Martin Riopel, ing.f., Ph.D. (U. Laval).
Remerciements : Boris Dufour, biol. Ph.D. (UQAC) et Jean-Pierre Girard, tech.f. (MRN).

Référence à citer : Rheault, H. 2013. Landes à lichens. Fascicule 4.11. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 207-210.

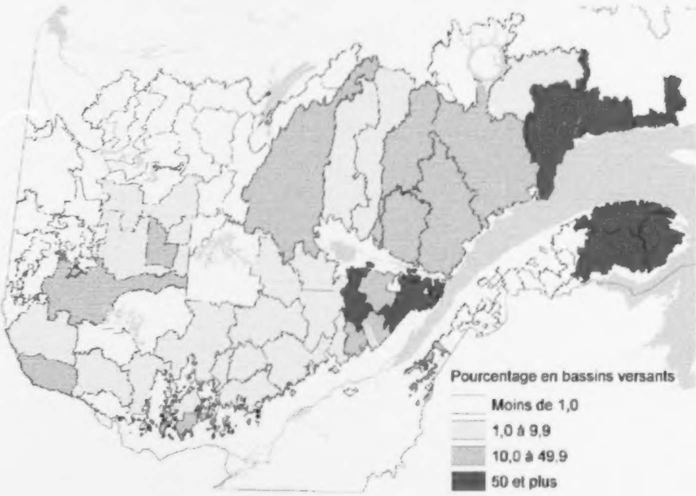
4.12 Milieu aquatique


Crédit photo : Ministère des Ressources naturelles

Les écosystèmes aquatiques, humides et riverains remplissent de nombreuses fonctions écologiques, récréatives et économiques. La récolte forestière peut altérer ces milieux. Le maintien d'une superficie minimale boisée par bassin versant et la protection de lisières boisées riveraines atténuent les effets de la récolte. Ces mesures de protection peuvent être prises en considération lors du calcul des possibilités forestières.

Préoccupation

En milieu forestier, l'apport de sédiments constitue la principale cause de la dégradation de la qualité de l'eau et des habitats aquatiques[1]. En forêt aménagée, ces sédiments proviennent principalement de l'érosion provenant des voies d'accès (ex. : fossés de drainage). Le prélèvement des arbres peut également diminuer la cohésion et l'ancrage du sol et favoriser l'érosion des berges. Les sédiments augmentent la turbidité de l'eau et modifient les caractéristiques des lits des cours d'eau et des lacs, ce qui perturbe les communautés aquatiques[2]. Par exemple, les sédiments peuvent colmater les interstices du gravier des frayères et réduire les apports en oxygène, et ainsi diminuer le succès de reproduction de certains poissons tels que les salmonidés[3].



Source : Compilation du Bureau du forestier en chef

Figure 1. Pourcentages des unités d'aménagement en bassins versants touchés par des préoccupations relatives au maintien de la qualité du milieu aquatique (rivières à saumon atlantique, certaines rivières à ouananiche et certains sites fauniques d'intérêt)[7].

L'augmentation de la superficie déboisée d'un bassin versant[4] peut causer une hausse des débits de pointe susceptible d'altérer les habitats aquatiques[5]. La réduction du couvert forestier dans un bassin versant diminue l'évapotranspiration et l'interception des précipitations par les arbres, augmentant du même coup la teneur en eau du sol et l'écoulement vers les cours d'eau[6]. L'augmentation des surfaces compactées (ex. : chemins, sentiers), en réduisant la capacité d'infiltration du sol, contribue également à l'augmentation de l'écoulement. Ceci peut entraîner une hausse des débits de pointe des cours d'eau, soit des écoulements maximaux qui surviennent lors de la fonte de la neige et surtout de pluies abondantes. Ces évènements épisodiques sont susceptibles d'altérer la morphologie d'un cours d'eau et d'amplifier les processus d'érosion et de sédimentation, ayant pour conséquence une diminution de la qualité de l'habitat aquatique[8]. Selon des résultats applicables aux conditions du Québec, les bassins déboisés récemment par la récolte ou naturellement (feu, chablis, insecte) à plus de 50 % de leur superficie totale sont plus susceptibles de subir des augmentations de leur débit de pointe à pleins bords

---

1 Plamondon (1982), Roberge (1996), St-Onge et al. (2001).
2 Roberge (1996), Bérubé et Lévesque (1998), St-Onge et al. (2001).
3 St-Onge et al. (2001), Lachance et al. (2008). La famille des salmonidés regroupe des espèces particulièrement recherchées pour la pêche sportive telles que l'omble de fontaine, le saumon atlantique, la truite grise et la ouananiche.
4 Le bassin versant désigne un territoire délimité par les lignes de partage des eaux sur lequel toutes les eaux s'écoulent vers un même point appelé exutoire.
5 Plamondon (2004), Guillemette et al. (2005).
6 Barry et al. (2009), Plamondon (2011a).

7 Se référer aux sections *Aménagement forestier* et *Intégration au calcul.*
8 Roberge (1996), Bérubé et Lévesque (1998), St-Onge et al. (2001), Plamondon (2004).

suffisantes pour altérer la morphologie du cours d'eau[9]. Ce risque s'observerait dans les bassins versants de toutes tailles[10]. De plus, le déboisement du bassin versant peut modifier les concentrations d'éléments chimiques (ex. : phosphore, azote, carbone organique dissous) et avoir un effet sur les divers paliers du réseau trophique des communautés aquatiques[11] (ex. : phytoplancton, zooplancton, poissons). Les effets du déboisement s'estompent au fil du temps avec la reconstitution du couvert végétal et le décompactage des sols.

Les activités de récolte peuvent modifier également les fonctions des milieux riverains ou humides. Ces milieux sont riches en espèces fauniques et floristiques et contribuent fortement à la biodiversité régionale[12]. La récolte des lisières boisées riveraines peut augmenter la température de l'eau et limiter la présence dans les cours d'eau de gros débris ligneux essentiels à leur dynamique[13]. La récolte sans protection des berges, tout comme les chablis naturels, peut favoriser l'érosion et le transport de sédiments[14]. Les lisières boisées intactes ou partiellement récoltées conservent une partie des habitats riverains, atténuent les effets des coupes sur le milieu aquatique[15] et contribuent au maintien de la qualité visuelle des paysages forestiers. Toutefois, celles-ci sont souvent trop étroites pour offrir un habitat de bonne qualité pour la faune et leur récolte partielle peut diminuer l'abondance de certains attributs essentiels de cet habitat tels les arbres morts de fort diamètre[16]. Dans le cas des milieux humides forestiers (tourbière boisée, marécage arborescent), la récolte forestière peut créer des ornières[17], provoquer la remontée de la nappe phréatique[18] ou favoriser la paludification des sites[19].

[9] Le débit à pleins bords est le débit maximal qu'un lit peut contenir avant qu'il se produise un débordement sur la plaine inondable (ministère des Richesses naturelles de l'Ontario – Les niveaux et débits de l'eau). Une augmentation de plus de 50 % du débit de pointe à pleins bords est jugée suffisante pour altérer la morphologie du cours d'eau. Selon des résultats applicables aux conditions du Québec, parmi les bassins récoltés récemment à plus de 50 %, un sur quatre subirait une augmentation de plus de 50 % de son débit de pointe. Les effets varient selon la fréquence de la crue considérée, la cause (ex. : pluie, fonte de la neige), les conditions climatiques, la taille du bassin ainsi que l'étendue et la configuration des coupes (Plamondon 2004, Tremblay et al. 2008).

[10] Plamondon (2004).

[11] Carigan et Steedman (2000), Carignan et al. (2000), St-Onge et al. (2001), Barry et al. (2009).

[12] Larue et al. (1995), Sabo et al. (2005), Comité scientifique sur les enjeux de biodiversité (2007).

[13] Roberge (1996), Moore et al. (2005).

[14] Plamondon (1982).

[15] Roberge (1996).

[16] Darveau et al. (1995), Hannon et al. (2002), Comité scientifique sur les enjeux de biodiversité (2007).

[17] MRNFP (2005).

[18] Dubé et al. (1995), Pothier et al. (2003), Marcotte et al. (2008).

[19] Se référer au fascicule 4.9 – Paludification.

Encadré 1. Engagements gouvernementaux

Projet de Stratégie d'aménagement durable des forêts[20]

- Un des objectifs de la stratégie consiste à protéger les milieux aquatiques, riverains et humides en améliorant les interventions forestières et l'aménagement du réseau routier, notamment en assurant le respect du niveau maximal permis de déboisement des bassins versants de rivières à saumon atlantique et de certaines rivières à ouananiche[21].

Futur règlement d'aménagement durable des forêts[20]

- Une lisière boisée mesurant au moins 20 m de large doit être conservée en bordure d'une tourbière ouverte (non boisée) avec mare, d'un marais, d'un marécage arbustif ou arborescent riverain, d'un lac ou d'un cours d'eau permanent;
- La récolte partielle est permise dans cette lisière lorsque la pente est inférieure à 30 %. Une récolte partielle maximale de 40 % des tiges marchandes ou de la surface terrière est permise dans la lisère boisée. La densité ou la surface terrière ne peut être réduite en deçà de 700 tiges marchandes/ha ou de 16 m²/ha;
- Une lisière boisée d'au moins 60 m doit être conservée en bordure d'une rivière ou d'une partie de rivière reconnue comme une rivière à saumon;
- La récolte est interdite dans un marécage arborescent riverain (érablière argentée et ormaie-frênaie (FO18), frênaie noire à sapin (MF18), bétulaie jaune à sapin (MJ28) et sapinière à thuya (RS18);
- Plusieurs modalités de nature plus opérationnelle sont également prévues afin d'éviter l'apport de sédiments au milieu aquatique. Elle concernent, entre autres, la circulation de la machinerie à proximité des milieux aquatiques et humides, la construction des chemins, l'installation d'infrastructures routières (ponts et ponceaux) et le drainage sylvicole.

Aménagement forestier

Objectif

L'objectif d'aménagement consiste à maintenir la qualité des écosystèmes aquatiques, humides et riverains. Les objectifs spécifiques touchent, entre autres, au maintien de la qualité du milieu aquatique pour les bassins versants où sont présentes des espèces de poisson en situation précaire à haute valeur commerciale (saumon atlantique, ouananiche) ainsi que pour des lacs et rivières identifiés comme sites fauniques d'intérêt. Ces objectifs varient d'une région à l'autre selon la nature des enjeux.

[20] MRNF (2010a).

[21] Se référer à MRNFP (2005) pour une liste des rivières ciblées. Les bassins versants ciblés incluent ceux des rivières ainsi que certains de leurs tributaires. Les rivières à saumon atlantique et leurs tributaires bénéficiant de cette mesure sont ceux qui sont protégés en tout ou en partie par une lisière boisée de 60 m, selon le futur règlement d'aménagement durable des forêts.

Moyens d'aménagement

À l'échelle d'une planification stratégique, les moyens consistent essentiellement en la protection des lisières boisées riveraines et en une modulation dans le temps des superficies récoltées dans les bassins versants sensibles. D'autres moyens sont appliqués à l'échelle opérationnelle, notamment ceux relatifs à la planification, à la construction et à l'entretien du réseau routier[22].

Superficie récoltée par bassin versant

Limiter la superficie de coupes dans un bassin versant diminue les risques d'augmentation des débits de pointe des cours d'eau et atténue les effets sur la qualité de l'eau et les communautés aquatiques[23]. L'augmentation des débits de pointe résulte des effets des superficies fraîchement déboisées, mais également des effets, bien que plus faibles, des coupes et du déboisement naturel moins récents. La notion d'aire équivalente de coupe (AÉC) est utilisée afin de prendre en considération les effets cumulés des superficies fraîchement récoltées ainsi que des coupes et des perturbations plus anciennes (se référer à la section *Indicateurs forestiers*).

Afin de réduire davantage les risques d'augmentation des débits de pointe, les coupes devraient être distribuées à différentes altitudes, expositions et distances du réseau hydrographique, en évitant les zones humides[24]. Une diminution et une répartition adéquate des surfaces compactées, des coupes, des chemins et des sentiers permettent également de réduire ces risques.

Lisières boisées riveraines

Le maintien de lisières boisées riveraines contribue à préserver l'intégrité des milieux aquatiques, humides et riverains. Afin de remplir pleinement leurs fonctions, les lisières boisées doivent être d'une largeur suffisante et les modalités de récolte doivent être adaptées aux particularités locales (ex. : pente, type de milieu aquatique ou humide). Le futur règlement d'aménagement durable des forêts (futur RADF) prévoit le maintien de lisières boisées d'une largeur minimale de 20 m en bordure des milieux aquatiques et de certains milieux humides; une récolte partielle est permise dans ces lisières (encadré 1).

Un élargissement des lisières boisées ainsi que l'interdiction de récolte sont deux moyens permettant de mieux préserver l'intégrité de ces milieux[25]. À cet effet, une protection particulière est appliquée aux rivières à saumon pour lesquelles aucune activité d'aménagement forestier n'est permise dans une bande de 60 m de largeur de chaque coté des cours d'eau. Une protection intégrale ou un élargissement de la lisière boisée (ex. : 40 m) sont également appliqués pour plusieurs rivières ou lacs identifiés comme sites fauniques d'intérêt[26].

Autres moyens d'aménagement

Plusieurs mesures réglementaires doivent être appliquées lors de la planification, de la construction et de l'entretien du réseau routier ou lors du passage de la machinerie, afin de réduire l'apport de sédiments au milieu aquatique. Ainsi, le futur RADF interdit la circulation de la machinerie aux abords de tous les cours d'eau forestiers (incluant les intermittents) et encadre la construction et l'entretien des chemins. De plus, de saines pratiques[27] complémentaires au futur RADF peuvent être appliquées afin de prévenir l'érosion du réseau routier.

Indicateurs forestiers

Des indicateurs et des seuils peuvent être appliqués afin de limiter la superficie déboisée dans un bassin versant. L'AÉC est l'indicateur utilisé pour les bassins de rivières à saumon atlantique et de rivières à ouananiche. D'autres indicateurs sont généralement utilisés pour les bassins versants des sites fauniques d'intérêt.

Rivières à saumon atlantique et rivières à ouananiche

L'AÉC d'un bassin versant correspond à une superficie coupée par la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) au cours de la dernière année et ayant les mêmes effets hydrologiques que les superficies d'un bassin versant récoltées ou déboisées naturellement au cours d'une certaine période[28]. L'AÉC des différentes coupes est calculée à l'aide d'un facteur de pondération appelé *taux régressif des effets de la coupe* (TREC) dont les valeurs dépendent principalement du temps écoulé depuis la perturbation et du type de traitement sylvicole (l'effet d'une coupe totale est supérieur à l'effet d'une coupe partielle). Par exemple, l'effet de 100 ha récoltés par une CPRS âgée de 7 ans équivaut à l'effet de 90 ha

---

[22] Schreiber et al. (2006).
[23] St-Onge (2001), Plamondon (2004).
[24] Ces zones saturées en eau contribueraient davantage à l'écoulement rapide de l'eau (Plamondon 2004).
[25] Par exemple, dans le cadre des plans d'aménagement de 2008-2013, 20 % de la superficie des lisières boisées riveraines a été soustraite à toute exploitation forestière dans chaque unité d'aménagement. Cet approche s'inscrivait dans le cadre de l'objectif de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier visant à conserver du bois mort dans les forêts aménagées (OPMV 8, Déry et Labbé 2006).
[26] MRN – Sites fauniques d'intérêt (SFI).
[27] MRN (2001), Délisle et al. (2004).
[28] Plamondon (2004), Langevin et Plamondon (2004).

coupés au cours de la dernière année. Les effets de la récolte sur le débit de pointe diminuent avec le rétablissement du couvert pour devenir nuls après 35 ans pour une CPRS.

Le risque d'augmentation des débits de pointe à un niveau susceptible d'altérer l'habitat aquatique devient significatif lorsque l'AÉC dépasse 50 % de la superficie d'un bassin versant[29]. Selon les conditions de récolte permises au Québec, ce pourcentage est rarement atteint sur les grands bassins (> 100 km^2), mais peut l'être sur les plus petits. Cependant, même au-delà de ce seuil de 50 %, les risques de dommage prolongé pour la faune aquatique seraient relativement limités[30]. Ainsi, l'application de cette approche est limitée aux bassins versants où sont présentes des espèces de poisson en situation précaire à haute valeur commerciale, tels que les bassins de rivières à saumon atlantique et de certaines rivières à ouananiche (encadré 1).

Lacs et rivières identifiés comme sites fauniques d'intérêt

Les plans d'eau connus pour abriter des espèces à statut précaire ou jugés exceptionnels en termes de rareté ou de qualité d'habitat sont identifiés comme sites fauniques d'intérêt. Des modalités particulières d'aménagement, telles qu'un pourcentage maximal de superficies déboisées, y sont définies et apparaissent dans les plans d'aménagement forestier intégré. Selon la région et la nature de l'enjeu, différents indicateurs[31] sont utilisés afin de limiter la coupe dans les bassins versants tels que :

- aire équivalente de coupe ≤ 50 % de la superficie du bassin versant[32];
- peuplements entre 0 et 24 ans ≤ 50 % de la superficie du bassin versant[33];
- peuplements de moins de 2 m de hauteur ≤ 50 % de la superficie du bassin versant[34];
- peuplements de moins de 3 m de hauteur ≤ 50 % de la superficie du bassin versant[35].

[29] Langevin (2004), Plamondon (2004). Selon Plamondon (2004), le seuil de 50 % d'AÉC s'applique lorsque i) la récolte s'étend sur plus d'une exposition, ii) la récolte est distribuée à différentes distances du réseau hydrographique et iii) la proportion de la superficie en sol perturbé varie de 2 à 7 %. Le seuil pourrait varier en fonction du respect ou non de ces conditions.

[30] Langevin (2004).

[31] À noter que la méthode de calcul de l'AÉC développée par le ministère des Ressources naturelles, ainsi que la recommandation d'une AÉC maximale de 50 % par bassin versant, sont conçues pour limiter les augmentations de débit de pointe d'un cours d'eau. Elles s'appliquent donc aux bassins versants de cours d'eau et non de lacs.

[32] Par exemple, les rivières à omble de fontaine anadrome et leurs tributaires au Saguenay–Lac-Saint-Jean (MRNF 2010b).

[33] Par exemple, certains lacs à omble de fontaine au Bas-Saint-Laurent (MRN – Sites fauniques d'intérêt [SFI]).

[34] Par exemple, certains lacs à omble chevalier, à omble de fontaine et à touladi en Outaouais (MRN – Sites fauniques d'intérêt [SFI]).

[35] Par exemple, certains lacs à omble de fontaine sensibles et certains lacs à touladi en Abitibi-Témiscamingue (MRNF 2009).

Intégration au calcul

L'intégration de cet objectif au calcul se fait essentiellement par l'exclusion totale ou partielle de la récolte des lisières boisées riveraines ainsi que par le suivi du pourcentage de superficie récoltée dans les bassins versants ciblés (rivières à saumon ou à ouananiche et sites fauniques d'intérêt). Le pourcentage du territoire forestier occupé par de tels bassins versants peut être élevé, en particulier pour les unités d'aménagement de l'est du Québec (figure 1).

La prise en considération de cet objectif dans le calcul des possibilités forestières se fait aux étapes suivantes :

✓ **Cartographie**
Strates d'aménagement
Stratégie sylvicole
Évolution des strates
✓ **Variables de suivi**
Optimisation
Spatialisation avec STANLEY

Cartographie

Bassins versants

La délimitation des bassins versants est intégrée à la carte CFET-BFEC. Ces bassins versants sont ceux des rivières à saumon atlantique et de certaines rivières à ouananiche de la région du Lac-Saint-Jean (figure 2). Les bassins versants identifiés comme sites d'intérêt fauniques ont aussi été inclus à la carte CFET-BFEC.

Lisières boisées riveraines

La protection ou la récolte partielle des lisières boisées riveraines est prise en considération au calcul. Dans le cas des rivières à saumon, les lisières boisées de 60 m sont délimitées et exclues du calcul. Les lisières boisées riveraines associées aux sites fauniques d'intérêt, de largeur variable, sont délimitées afin d'être exclues du calcul ou admissibles à une récolte partielle.

Les autres lisières boisées riveraines sont considérées indirectement au calcul en appliquant un pourcentage de réduction de la superficie des polygones touchés. Ce pourcentage est fonction de la superficie des lisières boisées et de la densité des peuplements touchés[36]. Le résultat du calcul est ajusté à la baisse sur la base de ce pourcentage de réduction.

[36] La valeur du pourcentage de réduction est établie en considérant une largeur des lisières de 20 m et une récolte partielle à l'intérieur des lisières de densité « A » et « B ».

Source : Ministère des Ressources naturelles

Figure 2. Bassins versants des rivières à saumon atlantique et des rivières à ouananiche visés par le seuil de 50 % de superficie déboisée et intégrés dans le calcul des possibilités forestières[37].

Milieux humides

La plupart des milieux humides sont identifiés dans la carte CFET-BFEC comme terrains improductifs (ex. : dénudés humides, aulnaies, sites inondés). Ceux-ci sont exclus du calcul. D'autres milieux humides dominés par les arbres (i.e. marécages arborescents) et caractérisés par des peuplements productifs mal drainés (code de milieu physique « 7 », « 8 » ou « 9 ») peuvent être inclus au calcul. Leur aménagement varie selon le contexte de chaque unité d'aménagement[38].

Variables de suivi

Aux fins du calcul, l'AÉC est l'indicateur utilisé pour les bassins versants des rivières à saumon atlantique et des rivières à ouananiche, ainsi que pour certains bassins versants identifiés comme sites fauniques d'intérêt. Étant donné l'échelle de planification stratégique propre au calcul des possibilités forestières (i.e. modélisation par période de 5 ans, simplification des traitements sylvicoles), les TREC utilisés sont une adaptation de ceux présentés par Langevin et Plamondon (2004). Ces TREC sont basés sur le temps depuis l'intervention plutôt que sur la surface terrière ou la hauteur[39]. La méthode est applicable aux peuplements résineux, mixtes et feuillus[40].

[37] Les bassins versants présentés correspondent à ceux identifiés dans la carte CFET-BFEC. Dans certains cas (ex. : unités d'aménagement 03152 et 03551), des sites fauniques d'intérêt sont également inclus.
[38] Pour les cas liés à la paludification, se référer au fascicule 4.9 – Paludification.
[39] La hauteur est peu appropriée pour tenir compte des effets de certains traitements sylvicoles alors que la surface terrière est disponible uniquement pour les tiges marchandes (Plamondon 2011 a et b).
[40] Plamondon (2011a).

Tableau 1. Taux régressif de l'effet de la coupe (TREC [%]) selon le type de traitement sylvicole et le temps depuis l'intervention. Les TREC sont adaptés de Langevin et Plamondon (2004) pour être appliqués par période[41] (5 ans).

Période (5 ans)	Coupes à fort prélèvement[a]	Coupes à fort prélèvement avec EPC	Coupes partielles
1	100	100	20
2	90	90	0
3	65	75	0
4	45	55	0
5	30	35	0
6	15	25	0
7	10	10	0

[a] Incluent les coupes totales (CTSP, CPRS, CPHRS, CRS), la coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) ainsi que les coupes finales des coupes progressives.

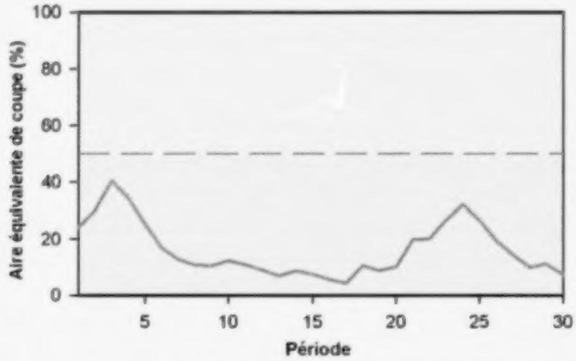
Les TREC varient selon le groupe de traitement sylvicole réalisé et le temps depuis l'intervention (tableau 1) :

- coupes à fort prélèvement – Ce groupe inclut les coupes totales[42], la coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) et les coupes finales de la coupe progressive régulière (CPR) et de la coupe progressive irrégulière à régénération lente (CPI-RL)[43]. Ce TREC s'applique également aux superficies ayant subi des perturbations naturelles sévères (brûlis total, chablis total, épidémie grave). Les gains de temps (position de retour sur la courbe *effets de traitement*) appliqués à certains traitements sylvicoles (ex. : CPPTM, CPR) sont pris en considération lors de l'application du TREC. Par exemple, un traitement tel que la CPHRS qui entraîne un gain de 5 ans sur la courbe *effets de traitement* a immédiatement un TREC de 90 %.
- coupes à fort prélèvement avec éclaircie précommerciale (EPC) – Ce groupe inclut les strates traitées par l'EPC. Le TREC applicable est supérieur à celui d'un même type de strate sans EPC à partir de la 3ème période (moment où s'applique l'EPC dans le cadre du calcul), car il prend en considération la végétation résiduelle réduite après intervention.
- coupes partielles – Ce groupe inclut les coupes partielles qui maintiennent une forte proportion du couvert, telles que les coupes de jardinage, l'éclaircie commerciale et les coupes d'ensemencement des coupes progressives. Un TREC de 20 % est appliqué à la période à laquelle la coupe partielle est réalisée.

L'AÉC est calculée à chaque période par bassin versant en appliquant les TREC appropriés aux superficies soumises à ces trois types de récolte. L'AÉC doit être

[41] À l'origine, six types d'intervention ou de perturbation naturelle sont présentés dans la méthode de Langevin et Plamondon (2004). Cependant, aux fins du calcul, trois types de TREC sont appliqués. Ce choix s'explique entre autres par l'échelle de planification stratégique du calcul, la représentativité des traitements sylvicoles et par la limite des éléments techniques pouvant être modélisés.
[42] Les coupes totales incluent la coupe totale sans protection (CTSP), la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS), la coupe avec protection de la haute régénération et des sols (CPHRS) et la coupe avec réserve de semenciers (CRS).
[43] Se référer au chapitre 3 sur les traitements sylvicoles.

égale ou inférieure à 50 % de la superficie du bassin versant[44] en tout temps[45] (figure 3).



Source : Bureau du forestier en chef

Figure 3. Exemple de l'évolution du pourcentage d'un bassin versant en aires équivalentes de coupes ainsi que le seuil maximal de 50 % à respecter.

Pour les sites fauniques d'intérêt, d'autres indicateurs que l'AÉC peuvent être utilisés (ex. : superficies en peuplements de moins de 3 m de hauteur ≤ 50 % de la superficie du bassin versant), conformément à la stratégie d'aménagement définie localement.

État des connaissances

Les études réalisées au Québec et ailleurs quant aux effets de la récolte forestière sur la qualité des milieux aquatiques, riverains et humides ont contribué à améliorer significativement la protection de ces milieux dans les territoires aménagés[46]. En ce qui concerne plus spécifiquement les effets du déboisement dans les bassins versants, la prise en considération de cet aspect en aménagement forestier a porté essentiellement sur les débits de pointe des cours d'eau.

En parallèle, plusieurs études ont démontré que les bassins versants de rivières et de lacs fortement déboisés peuvent subir d'autres modifications, notamment en ce qui concerne la concentration de certains éléments chimiques (ex. : phosphore, azote, carbone organique dissous) et la composition des communautés aquatiques (ex. : phytoplancton, zooplancton, poissons)[47]. Ainsi, une limitation du déboisement peut s'avérer nécessaire afin de préserver la qualité du milieu aquatique dans certains lacs et rivières importants du point de vue écologique, social ou économique. Cependant, les effets du déboisement étant complexes et très variables entre les régions (différences dans les caractéristiques des plans d'eau et des bassins versants), une meilleure compréhension des effets de l'aménagement forestier à l'échelle locale permettrait de préciser la nature des enjeux et de valider la pertinence et la qualité des indicateurs de déboisement appliqués aux divers bassins versants et intégrés dans le cadre du calcul des possibilités forestières.

Références

Références citées

Barry, R., A.P. Plamondon, P. Bernier, M. Prévost, M. Seto, J. Stein et F. Trottier. 2009. Hydrologie forestière et aménagement du bassin hydrographique. *Dans* Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Manuel de foresterie, 2e édition. Ouvrage collectif, Éditions Multimondes, Québec, Qc, pp. 317-357.

Bérubé, P. et F. Lévesque. 1998. Effects of forestry clear-cutting on numbers and sizes of brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), in lakes of the Mastigouche Wildlife Reserve, Québec, Canada. Fisheries Management and Ecology, 5 : 23-137.

Carignan, R. et R. J. Steedman. 2000. Impacts of major watershed perturbations on aquatic ecosystems. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques, 57(suppl. 2) : 1-4.

Carignan, R., P. D'Arcy et S. Lamontagne. 2000. Comparative impacts of fire and harvesting on water quality in Boreal Shield lakes. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques, 57(suppl. 2) : 105-117.

Comité scientifique sur les enjeux de biodiversité. 2007. Enjeux de biodiversité de l'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides. Rapport préliminaire du comité scientifique. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, Qc, viii + 118 p. + annexes.

Darveau, M., P. Beauchesne, L. Bélanger, J. Huot et P. LaRue. 1995. Riparian forest strips as habitat for breeding birds in the boreal forest. Journal of Wildlife Management, 59(1) : 67-78.

Delisle, S., M. Dubé et S. Lachance. 2004. L'impact de ponceaux aménagés conformément au RNI et aux saines pratiques de voirie forestière sur les frayères à omble de fontaine. Ministère des Ressources naturelles, de la faune et des Parcs, Direction de l'environnement forestier et Direction de la recherche sur la faune, Québec, Qc, 20 p.

Déry, S. et P. Labbé. 2006. Lignes directrices rattachées à l'objectif sur la conservation du bois mort dans les forêts aménagées : sélection de lisières boisées riveraines à soustraire de l'aménagement forestier. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement forestier, Québec, Qc, 15 p.

Dubé S., A.P. Plamondon et R.L. Rothwell. 1995. Watering-up after clear-cutting on forested wetlands of the St. Lawrence lowland. Water Resources Research, 31 : 1741-1750.

Guillemette, F., A.P. Plamondon, M. Prévost et D. Lévesque. 2005. Rainfall generated stormflow response to clearcutting a boreal forest: peak flow comparison with 50 world-wide basin studies. Journal of Hydrology, 302 : 137-153.

[44] La superficie de référence utilisée pour le calcul correspond à la superficie totale du bassin versant (incluant les plans d'eau et les superficies improductives).

[45] Les résultats des variables de suivi sont utilisés afin de s'assurer que les seuils (AÉC ou autres indicateurs) sont respectés pour tous les bassins versants. Dans les cas où ces pourcentages ne pourraient pas être respectés, ces seuils peuvent être intégrés sous forme de *contraintes à l'optimisation*.

[46] Par exemple, la protection de lisières boisées riveraines et des cours d'eau intermittents ou la limitation du déboisement dans certains bassins versants.

[47] Carignan et al. (2000), St-Onge et al. (2001), Barry et al. (2009). Pour les lacs, l'ampleur des changements quant aux éléments chimiques est proportionnelle au rapport entre les aires déboisées et la superficie ou volume du lac, et dépend des caractéristiques du lac et du bassin versant (Carignan et Steedman 2000).

Objectifs d'aménagement

Hannon, S.J., C.A. Paszkowski, S. Boutin, J. DeGroot, S.E. Macdonald, M. Wheatley et B.R. Eaton. 2002. Abundance and species composition of amphibians, small mammals, and songbirds in riparian forest buffer strips of varying width in the boreal mixedwood of Alberta. Revue canadienne de recherche forestière, 32 : 1784-1800.

Lachance, S., M. Dubé, R. Dostie et P. Bérubé. 2008. Temporal and spatial quantification of fine-sediment accumulation downstream of culverts in brook trout habitat. Transactions of the American Fisheries Society, 137 : 1826-1838.

Langevin, R. 2004. Objectifs de protection ou de mise en valeur des ressources du milieu forestier : Importance au Québec des augmentations des débits de pointe des cours d'eau attribuables à la récolte forestière. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de l'environnement forestier, Québec, Qc, 13 p.

Langevin, R. et A.P. Plamondon. 2004. Méthode de calcul de l'aire équivalente de coupe d'un bassin versant en relation avec le débit de pointe des cours d'eau dans la forêt à dominance résineuse. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de l'environnement forestier et Université Laval, Faculté de foresterie et de géomatique, Qc, 24 p.

LaRue, P., L. Bélanger et J. Huot. 1995. Riparian edge effects on boreal balsam fir bird communities. Revue canadienne de recherche forestière, 25(4) : 555-566.

Marcotte, P., V. Roy, A.P. Plamondon et I. Auger. 2008. Ten-year water table recovery after clearcutting and draining boreal forested wetlands of eastern Canada. Hydrological Processes, 22 : 4163-4172.

Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario – Les niveaux et débits de l'eau
http://www.mnr.gov.on.ca/fr/Business/Water/2ColumnSubPage/STEL02_173933.html (consulté le 1 juin 2012)

Moore, R.D., D.L. Spittlehouse et A. Story. 2005. Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: A review. Journal of the American water resources association, 41 : 813-834.

MRN – Sites fauniques d'intérêt (SFI)
http://www.intranet/s-fordat/Liaison_suivi_controle/sfi/sfi.asp (consulté le 20 janvier 2012)

MRN. 2001. Saines pratiques : voirie forestière et installation de ponceaux. Gouvernement du Québec, Direction régionale de la Gaspésie–Îles-de-la-Madeleine, Caplan, Qc, 27 p.

MRNF. 2009. Sites fauniques d'intérêt (SFI). Gouvernement du Québec, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire de l'Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Qc, 57 p.

MRNF. 2010a. Consultation sur l'aménagement durable des forêts du Québec : document de consultation publique – Stratégie d'aménagement durable des forêts et modalités proposées pour le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts. Gouvernement du Québec, Québec, Qc, 104 p.
http://consultation-adf.mrn.gouv.qc.ca/pdf/document-consultation-adf.pdf (consulté le 29 juillet 2013)

MRNF. 2010b. Modalités de protection des sites fauniques d'intérêt. Gouvernement du Québec, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire du Saguenay–Lac-Saint-Jean, Jonquière, Qc, 21 p.

MRNFP. 2005. Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier. Plans généraux d'aménagement forestier 2007-2012. Document de mise en œuvre. Gouvernement du Québec, Québec, Qc, 49 p.

Plamondon, A.P. 1982. Augmentation de la concentration des sédiments en suspension suite à l'exploitation forestière et durée de l'effet. Revue canadienne de recherche forestière, 13(4) : 883-892.

Plamondon, A.P. 2004. La récolte forestière et les débits de pointe : État des connaissances sur la prévision des augmentations des pointes, le concept de l'aire équivalente de coupe acceptable et les taux régressifs des effets de la coupe sur les débits de pointe. Document préparé pour le ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier, Québec, Qc, 236 p.

Plamondon, A.P. 2011a. Application du concept de l'aire équivalente de coupe (AÉC) pour le contrôle des débits de pointe des cours d'eau – Révision des taux régressifs des effets de la coupe (TREC). Ministère des ressources naturelles et de la faune, Direction de la protection des forêts, Québec, Qc, 67 p.

Plamondon, A.P. 2011b. Analyse des possibilités d'utiliser la surface terrière pour établir les taux régressifs des effets de la coupe sur les débits de pointe. Rapport final présenté au Bureau du forestier en chef, Québec, Qc, 34 p.

Pothier, D., M. Prévost et I. Auger. 2003. Using the shelterwood method to mitigate water table rise after forest harvesting. Forest Ecology and Management, 179 : 573-583.

Roberge, J. 1996. Impacts de l'exploitation forestière sur le milieu hydrique. Revue et analyse de documentation. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, Qc, 72 p.

Sabo, J.L., R. Sponseller, M. Dixon, K. Gade, T. Harms, J. Heffeman, A. Jani, G. Katz, C. Soykan, J. Watts et J. Welter. 2005. Riparian zones increase regional richness by harboring different, not more, species. Ecology, 86(1) : 56-62.

Schreiber, A., H. L'Écuyer, R. Langevin et N. Lafontaine. 2006. Lignes directrices rattachées aux objectifs de conservation du sol et de l'eau : plans d'aménagement forestier de 2008-2013. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement forestier, Québec, Qc, 30 p.

St-Onge, I., P. Bérubé et P. Magnan. 2001. Effets des perturbations naturelles et anthropiques sur les milieux aquatiques et les communautés de poissons de la forêt boréale. Rétrospective et analyse critique de la littérature. Le naturaliste canadien, 125 : 81-95.

Tremblay, Y., A.N. Rousseau, A.P. Plamondon, D. Lévesque et S. Jutras. 2008. Rainfall peak flow response to clearcutting 50% of three small watersheds in a boreal forest, Montmorency Forest, Québec. Journal of Hydrology, 352 : 67-76.

Lectures suggérées

Langevin, R. et A.P. Plamondon. 2004. Méthode de calcul de l'aire équivalente de coupe d'un bassin versant en relation avec le débit de pointe des cours d'eau dans la forêt à dominance résineuse. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de l'environnement forestier et Université Laval, Faculté de foresterie et de géomatique, Qc, 24 p.

Plamondon, A.P. 2004. La récolte forestière et les débits de pointe : État des connaissances sur la prévision des augmentations des pointes, le concept de l'aire équivalente de coupe acceptable et les taux régressifs des effets de la coupe sur les débits de pointe. Document préparé pour le ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier, Québec, Qc, 236 p.

St-Onge, I., P. Bérubé et P. Magnan. 2001. Effets des perturbations naturelles et anthropiques sur les milieux aquatiques et les communautés de poissons de la forêt boréale. Rétrospective et analyse critique de la littérature. Le naturaliste canadien, 125 : 81-95.

Rédaction : Antoine Nappi, biol., Ph.D.
Collaboration : Gaétan Laberge, ing.f., M.Sc. (DGR), Julie Lavoie, biol., M.Sc. (consultante), Philippe Marcotte, ing.f., M.Sc. (BFEC), Louis Prévost, ing.f., M.Sc. (BFEC) et Maxime Renaud, ing.f., M.Sc. (BFEC).
Révision : Martin Girard, ing.f. (BFEC), Simon Guay, ing.f. (BFEC), Robert Langevin, biol., M.Sc. (MRN), Lisabeth Morin, ing.f. (BFEC) et André Plamondon, ing.f., Ph.D. (retraité de l'U. Laval).

Référence à citer : Nappi, A. 2013. Milieu aquatique. Fascicule 4.12. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 211-217.

4.13 Production de bois

Crédit photo : Ministère des Ressources naturelles

L'importance du secteur forestier dans l'économie du Québec a diminué au cours des dernières années. Une amélioration de la productivité des forêts et de la qualité des arbres pourrait consolider la position concurrentielle de l'industrie et ainsi augmenter la contribution du secteur à la création de richesse. Aux fins du calcul des possibilités forestières, des scénarios sylvicoles plus intensifs sont prévus pour améliorer la productivité des peuplements ou pour accroître la qualité des arbres récoltés.

Préoccupation

Le secteur forestier apporte une importante contribution à l'enrichissement collectif du Québec. De 2000 à 2008, la récolte annuelle a diminué de 31,4 à 17,2 millions de mètres cubes (une diminution de 45 %) en raison du contexte économique difficile[1]. Conséquemment, la contribution de l'industrie des produits forestiers ligneux au produit intérieur brut (PIB) du Québec a baissé de 20 % pendant la même période (de 12,3 à 9,9 milliards de dollars)[2]. La qualité décroissante des arbres récoltés et l'accroissement des coûts d'approvisionnement auraient contribué à fragiliser la position de l'industrie face à la concurrence internationale[3]. Face à ce constat, le nouveau régime forestier vise à gérer la production de bois de manière à augmenter la richesse collective (encadré 1). Pour y parvenir, l'aménagement vise à accroître la productivité sur certaines portions du territoire, mais également la qualité de la matière ligneuse et la rentabilité économique des investissements sylvicoles. Ce fascicule traite spécifiquement de la productivité et de la qualité[4].

Une amélioration de la productivité des forêts aménagées peut contribuer à la hausse des volumes récoltés. Une productivité accrue augmente les volumes sur pied par hectare. À cette fin, des interventions sylvicoles permettant d'utiliser le plein potentiel d'une station (plein boisement[5], croissance accrue et réduction de la concurrence végétale) peuvent être proposées lorsque les circonstances s'y prêtent. Une plus forte productivité donne une plus grande latitude pour soutenir l'offre de matière ligneuse sur les marchés. La hausse de productivité facilitera également l'aménagement durable des forêts, notamment lorsque la mise en oeuvre de divers objectifs environnementaux ou sociaux mène à une réduction des superficies forestières destinées exclusivement à la production ligneuse[6].

La qualité des arbres récoltés a un effet direct sur la diversité et la valeur des produits. La qualité[7] du bois dépend de multiples facteurs, mais elle est fortement influencée par le diamètre des arbres. Le diamètre a un impact sur les coûts de l'ensemble des étapes de récolte et de transformation[8]. Au Québec, entre 1977 et 2002, le diamètre moyen des sapins, des épinettes, des pins gris et des mélèzes récoltés est passé de 19 cm à 16 cm[9]. Les récoltes de bois feuillus de haute qualité, lesquelles proviennent d'arbres de forts diamètres ayant un minimum de défauts, ont chuté de 38 % pour le déroulage et de 46 % pour le sciage depuis 1998[9].

L'essence est également une composante importante de la valeur du bois. Certaines essences permettent de façonner des produits de plus haute valeur ajoutée (ex. : parquet d'érable) ou correspondent mieux aux besoins des utilisateurs locaux (ex. : usine de bois d'œuvre résineux). L'abondance relative des essences dans un territoire influence les niveaux de récolte ainsi que les types de produits. En conséquence, des changements de

[1] Revue dans Bureau du forestier en chef (2010). Plusieurs usines ont arrêté de produire parce qu'elles le faisaient à perte, en raison notamment de l'éloignement de la matière première, de la force du dollar canadien, de la baisse de possibilité forestière, de la taxe à l'exportation et de la baisse de la demande en papier journal (Larose 2006).

[2] Statistique Canada (2011).

[3] Mouvement des caisses Desjardins (2008).

[4] La rentabilité économique est traitée au fascicule 4.14 – Rentabilité économique.

[5] Le plein boisement correspond au coefficient de distribution optimal de la régénération, qui varie selon la qualité des sites (Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise 2004).

[6] Par exemple, la création de nouvelles aires protégées.

[7] La qualité se définit comme tout attribut permettant à un bois de remplir adéquatement les fonctions désirées. Ces attributs varient selon l'utilisation recherchée : pour le bois d'œuvre résineux destiné à la construction, les arbres doivent avoir le fût droit et présenter peu de nœuds; pour le bois d'œuvre feuillu, les arbres doivent être de forts diamètres (ex. : diamètre à hauteur poitrine ≥ 28 cm) et présenter peu de défauts pour être aptes au déroulage et au sciage (Duchesne et Letarte 2013).

[8] Zhang (1997).

[9] Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (2004).

Encadré 1. Engagements gouvernementaux

Projet de Stratégie d'aménagement durable des forêts[10]

Une des orientations de la Stratégie consiste à gérer la production de matière ligneuse pour faire face à toute forme de changements du secteur forestier et à accroître la valeur des produits qui en sont issus. Quatre objectifs sont rattachés à cette orientation :

- **répartir les efforts sylvicoles à l'aide d'un gradient d'intensité de sylviculture;**
- **effectuer des interventions sylvicoles bien adaptées à l'écologie des sites et aux objectifs poursuivis;**
- **cibler les investissements sylvicoles en fonction de leur rentabilité économique;**
- **accroître et consolider la production de matière ligneuse sur certaines portions du territoire forestier.**

D'autres orientations visant à créer des sources diversifiées de création de richesse concernent l'offre de produits et de services issus de la forêt, la mise en marché, l'accessibilité des bois provenant des forêts publiques et le développement de la forêt privée.

composition végétale des forêts, tels que ceux observés depuis 1970[11], risquent d'entraîner des ajustements à la structure industrielle de certaines régions. Par exemple, dans la sapinière à bouleau jaune de l'Est, les peuplements résineux ont régressé au profit des peuplements mélangés; le volume sur pied des essences résineuses a baissé de 24 % pendant que celui des essences feuillues a augmenté de 58 %[11].

Aménagement forestier

Objectif

L'objectif général d'aménagement consiste à orienter la production ligneuse de manière à accroître la contribution du secteur forestier à la richesse collective. Les principaux objectifs spécifiques concernent l'augmentation de la productivité et de la qualité des arbres récoltés (diamètre et essence désirée). Des objectifs précis, dotés de cibles mesurables, peuvent être définis au cours du processus de planification forestière afin de répondre aux divers enjeux locaux.

Moyens d'aménagement

La stratégie sylvicole détermine la productivité et la composition des peuplements, ainsi que la qualité des arbres récoltés. Le choix de la stratégie la plus appropriée pour atteindre les objectifs visés dépend également d'une analyse coûts-bénéfices, qui conduit à des interventions sylvicoles plus rentables. Un même scénario sylvicole peut permettre d'atteindre simultanément plusieurs objectifs (ex. : productivité, diamètre, composition).

[10] MRNF (2010).
[11] MRNF (2009).

Augmentation de la productivité

Afin de profiter du plein potentiel de rendement de chaque hectare, la sylviculture doit assurer la régénération rapide et le plein boisement en essences désirées des superficies récoltées ou perturbées naturellement ainsi que maximiser la croissance des arbres. Certains scénarios sylvicoles plus intensifs permettent d'augmenter la productivité (ex. : scarifiage + plantation + éclaircie précommerciale + éclaircie commerciale + coupe totale). Avec les suivis et les entretiens adéquats, le recours aux plantations uniformes a le potentiel de multiplier de deux à six fois (selon l'essence utilisée) le rendement d'un site par rapport à la régénération naturelle[12]. Enfin, la remise en production de superficies devenues improductives[13], telle que prévue pour la forêt boréale au Saguenay–Lac-St-Jean[14], contribue également à accroître la production de bois dans une unité d'aménagement donnée.

À l'échelle du territoire, l'intensification de l'aménagement vise à en accroître les bénéfices pour la société[10]. Des aires d'intensification de la production ligneuse (AIPL), situées à proximité des usines de transformations et sur des stations productives, sont déjà identifiées dans certaines régions. En Mauricie, par exemple, l'Initiative TRIADE[15] vise à intensifier la production de bois dans certains secteurs afin de réduire la récolte sur le reste du territoire (encadré 2). Même lorsque aucune AIPL n'a été inscrite à la cartographie, des cibles d'intensification de l'aménagement peuvent être identifiées. Par exemple, dans la région de la Gaspésie, l'objectif est que d'ici 60 ans, 15 % de la superficie productive des unités d'aménagement s'inscrivent dans des scénarios sylvicoles intensifs[16].

Augmentation du diamètre des arbres

Pour les essences résineuses et les feuillus intolérants à l'ombre, la qualité des arbres est surtout fonction de leur diamètre. Sur une station donnée, le diamètre moyen des arbres dépend des traitements d'éducation appliqués (ex. : éclaircie commerciale) et de l'âge du peuplement au moment de la récolte finale. À l'échelle de l'unité d'aménagement, le calendrier de récolte peut être établi

[12] Sur des stations de fertilité moyenne, l'accroissement annuel moyen à maturité d'un peuplement naturel d'épinette noire est de 1,7 m³/ha, comparé à 4,1, 6,9 ou 11,6 pour une plantation d'épinette noire, d'épinette blanche ou de peuplier hybride (Desponts et al. 2007).
[13] Les terrains qui ont déjà été productifs, mais qui ne sont toujours pas régénérés 40 ans après avoir subi une perturbation majeure, sont considérés improductifs (MRN 2013).
[14] La stratégie régionale prévoit la remise en production d'environ 5 000 ha/an de pessières ouvertes ou de landes (se référer au fascicule 4.11 – Landes à lichens).
[15] Beaulieu et al. (2009).
[16] MRN (*en préparation*).

Encadré 2. L'Initiative TRIADE en Mauricie

Le concept se traduit par un zonage fonctionnel qui consiste à diviser le territoire en trois aires d'utilisation distinctes :

- production forestière (19 % du territoire) – Zone où la récolte de bois est prioritaire. Les cibles écosystémiques y sont réduites et la sylviculture est intensive. De la ligniculture (plantations de mélèze hybride ou de peuplier hybride) est possible sur les sites les plus riches (végétations potentielles MJ1 et MJ2).
- aménagement extensif (69 % du territoire) – Zone où la récolte de bois est permise, mais réalisée de façon à respecter les principes d'aménagement écosystémique. Aucun scénario sylvicole intensif n'est permis.
- conservation (12 % du territoire) – Zone où la récolte de bois est interdite. Ce sont les aires protégées, les refuges biologiques et les zones désignées par les partenaires de l'Initiative TRIADE.

en fonction du diamètre moyen, afin de limiter la proportion des arbres de petit diamètre récoltés.

Dans les peuplements de feuillus nobles, la sylviculture vise à produire des arbres de fort diamètre, tout en considérant que l'absence de défauts est le facteur déterminant de leur qualité[17]. La récolte vise en priorité les arbres défectueux ou en perdition, afin d'augmenter graduellement la qualité du peuplement[18]. Des coupes partielles sur de courtes rotations (ex. : coupes de jardinage) ont le potentiel de maintenir ou d'améliorer graduellement la qualité. Des rotations plus longues permettent de produire plus d'arbres de plus fort diamètre (≥ 40 cm), mais peuvent toutefois entraîner l'apparition de plusieurs défauts (ex. : carie, fente).

Gestion de la composition

Les scénarios sylvicoles sont élaborés de façon à orienter la composition du peuplement. L'aménagiste peut ainsi favoriser les essences de plus haute valeur au détriment d'autres moins désirées[19]. Par exemple, dans certains jeunes peuplements résineux, l'éclaircie précommerciale vise à augmenter la proportion d'épinettes par rapport à celle du sapin.

Indicateurs forestiers

Plusieurs indicateurs d'aménagement sont disponibles afin d'évaluer la productivité des peuplements, l'effort d'intensification de l'aménagement ainsi que la qualité des arbres récoltés :

Productivité des peuplements

- volume de bois sur pied par essence ou par groupe d'essences par hectare;
- pourcentage des superficies récoltées dont la régénération en essence désirée est libre de croître;
- pourcentage du territoire constitué de peuplements improductifs;

Effort d'intensification

- pourcentage des superficies aménagées selon des scénarios sylvicoles intensifs ou élites;
- pourcentage du territoire forestier productif classé « aires d'intensification de la production ligneuse »;

Qualité des arbres

- taille moyenne des arbres (diamètre et volume moyens par tige);
- pourcentage d'arbres de petit diamètre;
- pourcentage du volume de qualité déroulage et sciage;
- pourcentage du volume récolté par essence.

Intégration au calcul

La prise en considération au calcul des possibilités forestières d'objectifs liés à l'amélioration de la productivité des peuplements ou à la qualité des arbres récoltés (diamètre, essence) se fait essentiellement par l'application de scénarios sylvicoles particuliers ainsi que par le suivi d'indicateurs de productivité et de qualité.

L'intégration de cet objectif au calcul des possibilités forestières se fait aux étapes suivantes :

- ✓ **Cartographie**
  Strates d'aménagement
- ✓ **Stratégie sylvicole**
- ✓ **Évolution des strates**
- ✓ **Variables de suivi**
- ✓ **Optimisation**
  Spatialisation avec STANLEY

Cartographie

Des entités territoriales destinées à l'intensification de la production ligneuse peuvent être intégrées à la carte CFET-BFEC. Pour la période 2013-2018, seul le zonage de l'Initiative TRIADE de l'unité d'aménagement 042-51 est intégré à la carte.

Stratégie sylvicole

Les scénarios sylvicoles applicables à un groupe de strates[20] sont élaborés en prenant en considération la composition actuelle, l'*essence à promouvoir* et la

[17] Duchesne et Lelarte (2013).
[18] Boulet (2007).
[19] Se référer au fascicule 4.2 – Composition végétale.
[20] Se référer au fascicule 2.3 – Stratégie sylvicole.

productivité des stations (végétation potentielle). Pour la plupart des groupes, deux ou trois scénarios de différents degrés d'intensité (extensif, de base ou intensif) sont généralement inscrits dans la stratégie sylvicole, selon leur rendement potentiel (tableau 1). Lors de l'optimisation, les scénarios sylvicoles les plus appropriés sont sélectionnés en fonction des objectifs d'aménagement et des *contraintes à l'optimisation*[21] (ex. : budget sylvicole disponible). Ainsi, le budget sylvicole ou la capacité de réalisation des traitements peuvent limiter le recours aux scénarios les plus intensifs.

Tableau 1. Exemple de scénarios sylvicoles applicables à un même groupe de strates.

Groupe de strates[a]	Intensité de l'aménagement[b]		
	Extensif	De base	Intensif
Bétulaie jaune à feuillus tolérants sur FE		SCA + DEG + CPR	SCA + CPI-CP
Bétulaie blanche à résineux sur MS2	CT	SCA + REG + DEG + CT	SCA + REG + EPC + EC + CT
Pessière noire à peuplier sur ME1	CT	SCA + CPR	SCA + PL + DEG + EC + CT
Pessière noire sur RE3	CT	SCA + REG + CT	

[a] Végétation potentielle : FE : Érablières; MS2 : Sapinière à bouleau blanc; ME1 : Pessière noire à peuplier; RE3 : Pessière noire à sphaignes.
[b] SCA : Scarifiage; PL : Plantation; REG : Regarni; DEG : Dégagement; EPC : Éclaircie précommerciale; EC : Éclaircie commerciale; CT : Coupes totales; CPR : Coupe progressive régulière; CPI-CP : Coupe progressive irrégulière à couvert permanent.

Évolution des strates

Les courbes d'évolution permettent de prévoir la production (volume ou surface terrière) et les dimensions des arbres (hauteur dominante, diamètre et volume moyens par tige) sur tout l'horizon de calcul[22]. Les courbes *effet de traitement*, le long desquelles évoluent les groupes de strates après un traitement sylvicole, sont ajustées pour refléter l'effet attendu du traitement. Par exemple, les courbes *effets de traitement* des plantations[23] offrent de meilleurs rendements par rapport à un peuplement d'origine naturelle. Parce que les effets diffèrent selon les scénarios sylvicoles, les conséquences de la stratégie sylvicole retenue sur la productivité des strates ainsi que sur la qualité des arbres récoltés peuvent être évaluées.

[21] Se référer au fascicule 2.6 – Optimisation.
[22] Les modèles de croissance NATURA-2009 et ARTÉMIS-2009 sont à la base de la construction des courbes moyennes d'évolution pour chaque groupe de strates. Se référer au fascicule 2.4 – Évolution des strates.
[23] Se référer au fascicule 3.1 – Plantation.

Variables de suivi

Plusieurs indicateurs peuvent être suivis afin d'évaluer, à chaque période, la productivité du territoire aménagé et la qualité des arbres récoltés :

Productivité

- croissance annuelle de la forêt (m^3/ha/an) – L'évaluation est basée sur la différence de volume sur pied entre deux périodes, auquel s'ajoute le volume récolté au cours de cet intervalle.
- volume moyen par hectare des superficies admissibles à la récolte (m^3/ha) – Pour les strates résineuses, cette évaluation est faite pour les essences du groupe *sapin-épinettes-pin gris-mélèzes* (SEPM) seulement; pour les strates de feuillus nobles, cette évaluation est faite pour les essences de feuillus nobles seulement.

Qualité des arbres (diamètre et composition)

- volume moyen par tige (dm^3/tige) pour le volume sur pied ou pour le volume récolté – Cet indicateur est évalué seulement pour les essences du groupe SEPM récoltées par coupe finale dans les strates dominées par ces essences.
- volume récolté par classe de volume moyen des tiges par strate (m^3/an) – Cet indicateur est évalué seulement pour les essences du groupe SEPM récoltées par coupe finale dans les strates dominées par ces essences et permet d'obtenir la proportion de la récolte totale provenant de chaque classe de volume moyen.
- âge moyen des strates récoltées en coupe finale dans les strates de résineux (SEPM seulement), de peupliers ou de bouleau à papier (années) – Cette variable est un indicateur plus robuste de la grosseur moyenne des arbres puisqu'il ne dépend pas du nombre de tiges/ha[24].
- répartition du volume sur pied par groupe d'essences (m^3) – La proportion de résineux (SEPM ou autres), de feuillus tolérants à l'ombre et de feuillus intolérants à l'ombre peut varier dans le temps, selon les changements de composition des strates.
- répartition du volume récolté par groupe d'essences (m^3/an) – La proportion des essences du volume récolté est un indicateur de la stabilité à moyen et à long termes des prévisions d'approvisionnement.
- répartition du volume récolté par essence, selon leur dominance dans les strates récoltées (m^3/an) – La prévision des volumes de récolte dans les strates où l'essence est dominante est plus fiable que celle dans les strates où elle est secondaire.

Stratégie sylvicole

- superficies aménagées selon les différents degrés d'intensité des scénarios sylvicoles (ha) – Les superficies soumises à des scénarios intensifs sont normalement plus productives et devraient produire des arbres de meilleure qualité (diamètre et essence).

[24] Selon Pothier et Auger (2011), le nombre d'arbres marchands par hectare est le maillon faible du modèle NATURA-2009.

Optimisation

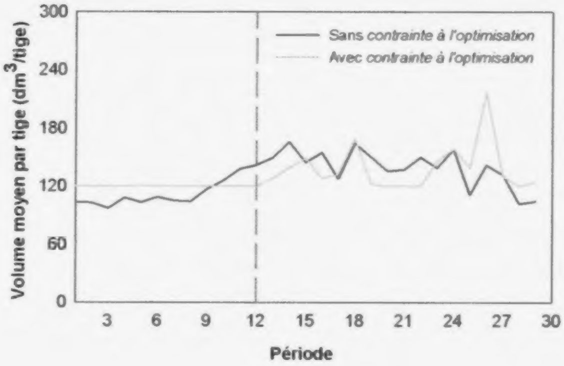
Le résultat de l'optimisation correspond au plus grand volume constant de récolte toutes essences sur tout l'horizon de calcul. Ce volume est calculé en respectant des *contraintes à l'optimisation* visant à régulariser le volume récolté. Le nombre de périodes sur lequel s'appliquent les contraintes est spécifique à chaque groupe d'essences[25]. D'autres *contraintes à l'optimisation* peuvent s'ajouter afin de tenir compte d'objectifs de production ligneuse.

Pour les essences résineuses du groupe SEPM récoltées par une coupe totale dans des strates résineuses, deux *contraintes à l'optimisation* peuvent être appliquées[26]. Celles-ci visent à maintenir ou augmenter le volume moyen des arbres récoltés et sont appliquées pour plusieurs périodes :

- volume moyen par tige récoltée (figure 1) – La moyenne pondérée pour toutes les strates récoltées doit être supérieure à un seuil minimal (ex. : 120 dm^3).
- proportion de la récolte provenant de strates de faible volume moyen par tige (figure 2) – Le pourcentage du volume récolté provenant de strates où le volume moyen par tige est inférieur à un certain seuil (ex. : 85 dm^3) peut être limité. Ce pourcentage peut être fixé à 0 % (aucune récolte) ou à un seuil maximal défini pour chaque unité d'aménagement (ex. : 5 %). Cette contrainte peut aussi être précisée par classe de volume moyen par tige (ex. : de 110 à 85 dm^3 = 5 %, de 85 à 70 dm^3 = 2 % et moins de 70 dm^3 = 0 %).

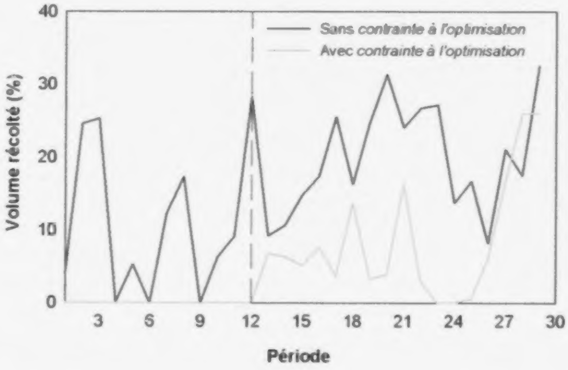
Pour le bouleau blanc récolté dans les bétulaies blanches[27], les mêmes contraintes peuvent être appliquées afin de maintenir la proportion de la récolte propice au sciage à un niveau acceptable. Le seuil visé de volume moyen par arbre récolté correspond généralement à celui d'un arbre de 20 cm de diamètre. La récolte provenant de strates de faible volume moyen par arbre peut aussi être interdite ou limitée.

Pour les feuillus nobles, le volume moyen récolté par hectare doit demeurer au-dessus d'un certain seuil (généralement entre 30 et 50 m^3/ha), afin d'assurer la récolte d'une quantité de bois d'oeuvre suffisante pour rentabiliser le traitement. Les modélisations ont permis de démontrer que le volume moyen récolté par hectare peut chuter avec le temps. Afin de maintenir la quantité de bois



Source : Bureau du forestier en chef

Figure 1. Effet de l'application d'une *contrainte à l'optimisation* relative au maintien du volume moyen par tige à un minimum de 120 dm^3 pendant 12 périodes.



Source : Bureau du forestier en chef

Figure 2. Effet de l'application d'une *contrainte à l'optimisation* relative au maintien à zéro pour 12 périodes de la proportion de volume récolté dans des strates dont le volume moyen par tige est inférieur à 85 dm^3.

d'œuvre récolté à un niveau acceptable, le prélèvement moyen par coupe partielle ou par coupe de jardinage dans les strates de feuillus nobles doit être égal ou supérieur à la moyenne des 5 premières périodes du calcul. De plus, un seuil minimal de superficies traitées par la coupe progressive irrégulière ou les coupes de jardinage peut être imposé.

L'objectif d'aménagement intensif en Gaspésie a été intégré au calcul de façon progressive (cible d'intensification de 15 % de la superficie productive d'ici 60 ans). Dans certaines situations, atteindre une cible d'aménagement dès la première période de modélisation est irréalisable; la solution consiste à l'implanter progressivement, ce que permet de faire la

[25] Se référer au fascicule 1.3 – Rendement soutenu.
[26] Pour les unités d'aménagement des domaines de la pessière à mousses et de la sapinière à bouleau blanc, les indicateurs font d'abord l'objet d'un suivi. Lorsque l'un d'eux ne respecte pas le seuil recherché, une *contrainte à l'optimisation* est appliquée. Pour les unités d'aménagement des autres domaines bioclimatiques, le non-respect des seuils n'oblige pas à contraindre l'optimisation.
[27] Types de forêt : bétulaies blanches pures (Bp), à feuillus intolérants (BpFi), à feuillus tolérants (BpFt) ou à résineux (BpRx).

programmation par objectif[28]. Ainsi, afin de tenir compte des ressources financières disponibles, une augmentation progressive de la proportion des superficies aménagées selon un scénario sylvicole intensif a été modélisée.

État des connaissances

Le ministère des Ressources naturelles élabore présentement des orientations plus précises en matière de production de bois, afin que les objectifs inscrits dans les plans d'aménagement forestier tactiques soient mieux définis. Des objectifs plus spécifiques pourraient donc être pris en compte dans les prochains calculs de possibilité forestière.

Les estimations de production de bois sont fondées sur les prévisions de plusieurs nouveaux modèles de croissance pour les peuplements naturels et les plantations. Ces nouveaux modèles offrent une meilleure prévision de l'évolution des volumes ligneux. Toutefois, leur utilisation pour prévoir la productivité, la composition des peuplements et la qualité des arbres est encore assujettie à certaines mises en garde touchant, par exemple, la fiabilité de la prévision à long terme de plusieurs variables (ex. : nombre d'arbres marchands par hectare, mortalité après perturbation). Pour les feuillus nobles, mieux intégrer l'évolution de la qualité des arbres exigera une progression significative des recherches en modélisation.

Références

Beaulieu, N., P. Boudreau et G. Laberge. 2009. Rapport sur le calcul de la possibilité forestière UAF 042-51. Initiative TRIADE Mauricie, Qc, 323 p.

Boulet, B. 2007. Défauts et indices de la carie des arbres : guide d'interprétation. 2e édition. Les Publications du Québec, Qc, 317 p.

Bureau du forestier en chef. 2010. Bilan d'aménagement forestier durable au Québec 2000-2008. Gouvernement du Québec, Roberval, Québec, 290 p.

Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 2004. État des forêts et prédiction des volumes ligneux : des axes de changement. Chapitre 5. *Dans* Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Rapport de la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise, Québec, Qc, pp. 93-154.

Desponts, M., G. Prégent, M.-J. Mottet, M. Perron, A. Rainville et J. Ménétrier. 2007. La génétique au service du reboisement : c'est le temps d'en profiter! Avis de recherche forestière n°10. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 2 p.

Duchesne, I. et M. Letarte. 2013. Les relations entre la sylviculture et les propriétés du bois. Chapitre 5. *Dans* Ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier, Les Publications du Québec, Québec, Qc, p. 57-93.

Larose, Y. 2006. La nouvelle économie forestière est déjà en marche. Université Laval, Le Fil, volume 42, numéro 9.

Mouvement des caisses Desjardins. 2008. Les règles du jeu changent, l'industrie forestière aussi… Perspective, 18 : 7-9. http://www.desjardins.com/fr/a_propos/etudes_economiques/previsions/en_perspective/per_0803.pdf (consulté le 16 avril 2013)

MRN. *En préparation*. Plan d'aménagement forestier intégré tactique (PAFIT). Période 2013-2018. Région de la Gaspésie–Îles-de-la-Madeleine, Unité d'aménagement 112-55. Gouvernement du Québec, Direction générale de la Gaspésie–Îles-de-la-Madeleine, Caplan, Qc.

MRN. 2013. Norme de stratification écoforestière – Quatrième inventaire écoforestier. Gouvernement du Québec, Direction des inventaires forestiers, Québec, Qc, 111 p. http://www.mrn.gouv.qc.ca/forets/inventaire/pdf/norme-stratification-2013.pdf (consulté le 9 octobre 2013)

MRNF. 2009. Le portrait de l'évolution de la forêt publique sous aménagement du Québec méridional des années 1970 aux années 2000. Gouvernement du Québec, Direction des inventaires forestiers et Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Québec, Qc, 142 p.

MRNF. 2010. Consultation sur l'aménagement durable des forêts du Québec : document de consultation publique – Stratégie d'aménagement durable des forêts et modalités proposées pour le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts. Gouvernement du Québec, Québec, Qc, 104 p. http://consultation-adf.mrn.gouv.qc.ca/pdf/document-consultation-adf.pdf (consulté le 29 juillet 2013)

Statistique Canada. 2011. Produit intérieur brut provincial par industrie, CANSIM, tableau 379-0025. Division des comptes des industries, Ottawa, Ont.

Zhang, S.Y. 1997. Wood quality: its definition, impact, and implications for value-added timber management and end uses. Part 1: Its definition and impact. *Dans* Timber management toward wood quality and end-product value. Proceedings of the CTIA/IUFRO International wood quality workshop, Québec, Qc, 18-22 août 1997, pp. 1.17-1.39.

Rédaction : Michel Villeneuve, ing.f., M.Sc.
Collaboration : David Baril, ing.f. (BFEC), Jean-François Carle, ing.f., M.Sc. (BFEC), Sylvain Chouinard, ing.f. (BFEC), Philippe Marcotte, ing.f., M.Sc. (BFEC), Daniel Pin, ing.f., M.Sc. (BFEC), Anouk Pohu, ing.f. (BFEC), Louis Prévost, ing.f., M.Sc. (BFEC), Éric Pronovost, tech.f. (BFEC) et Mario Roy, ing.f. (BFEC).
Révision : Isabelle Duchesne, Ph.D. (RNCan-SCF-CCFB), Marc Leblanc, ing.f., M.Sc. (MRN), Michel Letarte, ing.f. (MRN) et David Pothier, ing.f., Ph.D. (U. Laval).

Référence à citer : Villeneuve, M. 2013. Production de bois. Fascicule 4.13. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 219-224.

[28] Se référer au fascicule 2.6 – Optimisation.

4.14 Rentabilité économique

L'amélioration de la rentabilité économique issue des investissements sylvicoles est devenue un objectif incontournable en aménagement forestier. L'analyse économique, en considérant les revenus et les coûts, permet de comparer les valeurs générées par différentes stratégies d'aménagement. L'intégration de cet objectif dans le calcul des possibilités forestières se fait par l'optimisation de la valeur actuelle nette des investissements.

Crédit photo : Ministère des Ressources naturelles

Préoccupation

Le contexte économique de l'aménagement forestier a beaucoup changé au Québec. Plusieurs facteurs conjoncturels et structurels touchent le secteur forestier qui traverse une crise profonde (ex. : baisse de la production de bois d'œuvre et des exportations, faible rentabilité de l'industrie)[1]. Les ressources financières et humaines, de plus en plus rares, doivent être gérées plus efficacement. Une meilleure intégration des aspects économiques est d'ailleurs une des recommandations de la commission Coulombe, qui constatait une lacune sur le plan de l'évaluation des rendements économiques des investissements sylvicoles[2]; les évaluations étaient davantage orientées sur les volumes de matière ligneuse que sur la valeur des produits.

L'analyse économique permet de mesurer la rentabilité d'un investissement pour la société. Elle compare la richesse générée par différentes options d'investissement par le biais de leurs revenus et de leurs coûts. Cette analyse, actuellement utilisée par le ministère des Ressources naturelles, évalue la contribution d'un projet à la richesse totale et au bien-être de l'ensemble des acteurs (État, entreprises et travailleurs). De ce fait, elle se distingue de l'analyse financière qui ne considère qu'un seul acteur.

L'analyse économique nécessite d'abord l'identification adéquate des coûts et des revenus provenant de la production et de l'exploitation directe de la matière ligneuse. Les investissements assumés par l'État représentent les coûts. Dans le cadre d'une stratégie d'aménagement forestier, ces investissements correspondent aux coûts des traitements sylvicoles commerciaux et non commerciaux ainsi que ceux liés à la production et au transport des plants. Quant aux revenus, ils proviennent de la richesse générée par l'investissement, c'est-à-dire l'ensemble des revenus découlant de la sylviculture, de la récolte et de la transformation de la matière ligneuse (ex. : redevances à l'État, bénéfices des entreprises, rente salariale des travailleurs). Afin de les intégrer à l'analyse de la rentabilité économique, les revenus et les coûts d'un investissement sont considérés d'un point de vue monétaire (en dollars constants).

D'autres types de revenus et de coûts, plus difficiles à évaluer, peuvent être reliés à un investissement sylvicole. Par exemple, ceux provenant de l'aménagement forestier écosystémique, du secteur récréotouristique (ex. : pourvoiries) ou de la gestion du carbone forestier. Dans le cadre de l'élaboration des stratégies d'aménagement pour la période 2013-2018, les outils disponibles ne permettent pas encore de les prendre en considération.

L'analyse économique considère le moment où les coûts sont engendrés et les revenus sont réalisés. La préférence à consommer dans le présent donne plus de valeur au dollar d'aujourd'hui qu'à celui de demain. Cette préférence s'explique par la possible réduction du pouvoir d'achat de ce dollar dans l'avenir ainsi que par la prise en considération du risque de ne pas l'avoir. L'actualisation permet de convertir la valeur des bénéfices futurs en valeur du présent. Le choix du taux d'actualisation est déterminant pour l'analyse économique. Un taux d'actualisation élevé accorde moins de valeur aux bénéfices futurs, ce qui favorise les bénéfices à court terme au détriment des générations futures. Ainsi, pour tenir compte de l'équité intergénérationnelle[3], le taux d'actualisation doit être ajusté à la baisse pour accorder une valeur plus équitable aux flux de richesses créés

[1] Bureau du forestier en chef (2010).
[2] Recommandations 6.3 et 6.11. de la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (2004).
[3] Principe « b » de la Loi sur le développement durable, Hepburn et Koundouri (2006).

dans le temps. En analyse économique, ce type d'ajustement est préconisé lorsque des projets environnementaux à long terme sont entrepris[4].

Analyse économique

Objectif

L'objectif de l'analyse économique consiste à évaluer la rentabilité économique des investissements forestiers. Cette analyse peut se faire à l'échelle stratégique ou opérationnelle. À l'échelle stratégique, l'analyse économique permet de comparer des stratégies d'aménagement et de sélectionner celles qui créent le plus de richesse pour la société. À l'échelle opérationnelle, l'analyse économique identifie les scénarios les plus rentables parmi ceux qui permettent d'atteindre les objectifs d'aménagement retenus dans la stratégie d'aménagement[5]. Aux fins du calcul des possibilités forestières, l'analyse économique se fait à l'échelle de la planification stratégique pour l'unité d'aménagement.

Description de l'analyse économique

L'analyse économique repose sur le calcul de la valeur actuelle nette (VAN) d'une stratégie d'aménagement. Cette VAN représente le bénéfice actualisé – la différence entre les revenus et les coûts – généré par l'investissement (tableau 1). L'analyse est composée de deux étapes :

- calculer la valeur actuelle nette de différentes stratégies;
- comparer ces valeurs afin d'obtenir la valeur relative issue des investissements sylvicoles (tableau 2).

Quelque soit la stratégie utilisée, le budget disponible influence les niveaux de travaux sylvicoles réalisables, le volume obtenu et la valeur de la VAN.

Indicateurs économiques

Dans le cadre de l'analyse de la rentabilité économique, les principaux indicateurs sont :

- la valeur actuelle nette (VAN) – La VAN est le bénéfice net actualisé généré par l'investissement. Elle est la différence entre les revenus et les coûts. Cet indicateur est celui privilégié dans le cadre du projet de la Stratégie d'aménagement durable des forêts (SADF) pour comparer différentes stratégies d'aménagement forestier (encadré 1). Lorsque deux scénarios sont comparés, celui ayant la VAN la plus élevée sera préféré.[6]

Tableau 1. Description des variables[6] utilisées dans le calcul de la valeur actuelle nette (VAN), soit les revenus de la société moins les coûts de l'État (investissements gouvernementaux).

Variable	Description	Unité	Echelle
Revenus			
Redevances à l'État	Somme versée au gouvernement par l'acheteur ou le bénéficiaire de contrat pour chaque mètre cube de bois récolté et transformé. Elle mesure la valeur marchande du bois.	$\$/m^3$	Unité d'aménagement
Bénéfices des entreprises *Récolte et transformation* *Traitements non commerciaux*	Bénéfices des entreprises (les revenus moins les coûts) générés par mètre cube de bois récolté et transformé ainsi que par hectare traité.	$\$/m^3$ et $/ha	Province
Rente salariale *Récolte et transformation* *Traitements non commerciaux*	Gain de salaire moyen des travailleurs forestiers par mètre cube de bois récolté et transformé ainsi que par hectare traité en comparaison aux autres salaires qu'ils auraient pu obtenir.	$\$/m^3$ et $/ha	Province
Ajustement de la valeur des bois	Ajustement lié à la variation de la qualité et de la quantité des bois. Cet ajustement, fait à la suite d'un traitement sylvicole (ex. : valeurs issues des plantations, éclaircies précommerciales et éclaircies commerciales), est calculé selon la valeur des produits à la transformation, les coûts de récolte en bordure de route et les coûts de dispersion des opérations.	$\$/m^3$	Unité d'aménagement
Coûts			
Traitements sylvicoles commerciaux et non commerciaux	Montant assumé par l'État pour la planification, l'exécution et le suivi de travaux sylvicoles.	$/ha	Unité d'aménagement
Production et transport de plants	Coûts des plants destinés aux plantations, assumés par l'État.	$/ha	Unité d'aménagement

[4] Hepburn et Koundouri (2006), Commissariat général du Plan (2005).
[5] Cette analyse est basée sur le « Modèle d'évaluation économique » développé par le Bureau de mise en marché des bois (2011).

[6] Données fournies par le Bureau de mise en marché des bois (2013).

Tableau 2. Exemple de comparaison de deux stratégies d'aménagement selon le critère de la VAN différentielle. La première stratégie est basée sur une maximisation du volume, la deuxième sur une maximisation de la VAN.

	Maximisation du volume	Maximisation de la VAN
Possibilité toutes essences (millions de m³)	7,01	7,01
Revenus actualisés (millions de $)	731,90	762,82
Coûts actualisés (millions de $)	168,86	170,32
VAN (revenus actualisés – coûts actualisés)	**563,04**	**592,50**
VAN différentielle (VAN MaxVAN / VAN MaxVol)	**5,23 %**	

- nombre d'emplois générés – La répartition des emplois est réalisée par domaine d'activité[7], soit la production et le transport de plants, la sylviculture, l'approvisionnement et la transformation. Ces emplois représentent des retombées socio-économiques découlant du choix d'une stratégie.
- coût d'approvisionnement – Le coût d'approvisionnement représente le prix de revient du bois pour les entreprises forestières. Il prend en considération plusieurs types d'activités tels que la récolte, le transport, la construction et l'entretien des chemins et des infrastructures, ainsi que les frais de gestion. Sa mesure renseigne sur les dépenses d'approvisionnement des entreprises forestières pour chaque stratégie considérée. Ces dépenses entrent dans le calcul du bénéfice des entreprises (tableau 1).

Encadré 1. Engagements gouvernementaux

Projet de Stratégie d'aménagement durable des forêts[8]

La stratégie préconise la VAN pour comparer différentes stratégies sylvicoles. La cible pour le calcul de la période 2013-2018 est que la stratégie d'aménagement génère une croissance de la valeur économique de 5 % par rapport à une stratégie qui ne tient pas compte des revenus[9].

Intégration au calcul

Aux fins du calcul des possibilités forestières, l'analyse économique calcule la valeur actuelle nette (VAN) du scénario d'aménagement qui maximise le volume de bois récoltable. Cette VAN est ensuite comparée à celle d'un scénario qui maximise la VAN (tableau 2). Deux autres indicateurs économiques (le nombre d'emplois générés et le coût d'approvisionnement) sont également disponibles sous forme de variables de suivi.

La prise en considération de cet objectif dans le calcul des possibilités forestières se fait aux étapes suivantes :

	Cartographie
	Strates d'aménagement
✓	**Stratégie sylvicole**
	Évolution des strates
✓	**Variables de suivi**
✓	**Optimisation**
	Spatialisation avec STANLEY

Stratégie sylvicole

Lors de l'élaboration de la stratégie sylvicole, la sélection du coût des traitements sylvicoles (incluant les traitements connexes) et de l'ajustement de la valeur des bois récoltés modifient respectivement les coûts et les revenus nécessaires au calcul de la VAN.

Variables de suivi

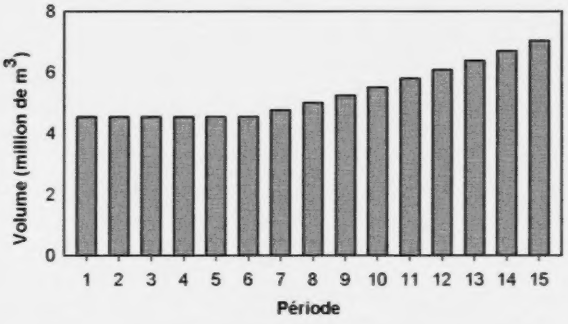
Deux indicateurs économiques sont disponibles :

- le nombre d'emplois générés – Des taux d'emplois[10] sont multipliés par des coûts ou des volumes dépendamment du type d'activité pour fournir le nombre d'emplois générés par activité. Pour la production, le transport de plants et la sylviculture, les taux sont exprimés en emplois créés par dollar investi; pour l'approvisionnement et la transformation, ils sont exprimés en emplois créés par mètre cube de bois produit.
- le coût d'approvisionnement – Ce coût est évalué pour deux groupes d'essences : le groupe sapin, épinettes, pins gris et mélèze (SEPM) et l'ensemble des autres essences. Il est calculé en $/m³ pour chaque unité territoriale de référence (UTR) et dépend du type de traitement sylvicole utilisé (coupe totale ou coupe partielle) et du groupe d'essences (ex. : feuillus tolérants, résineux à feuillus intolérants). Le calcul prend en compte le volume moyen par tige, la valeur moyenne de la distance de transport à l'usine, la valeur marchande du bois sur pied, ainsi que les frais de voierie, d'infrastructure et de gestion.

7 Les paramètres nécessaires au calcul de cette variable sont issus du modèle économique intersectoriel de l'Institut de la statistique du Québec.
8 MRNF (2010).
9 Ce ratio peut être amélioré en renonçant à un faible volume de bois puisque les derniers mètres cubes d'un scénario maximisant le volume ont parfois un coût élevé.
10 Données fournies par le Bureau de mise en marché des bois.

Optimisation

La VAN est tout d'abord calculée pour un modèle qui maximise le volume de matière ligneuse récoltable. Pour ce faire, les coûts totaux actualisés sont soustraits aux revenus totaux actualisés pour une période de 75 ans. Une nouvelle optimisation est réalisée avec l'objectif de maximiser la VAN, en ajoutant une *contrainte à l'optimisation* relative au volume de matière ligneuse récoltable obtenue lors de la première optimisation. Cette contrainte fixe le volume récoltable à un niveau constant pour une durée de six périodes[11], puis autorise son augmentation contrôlée pour les périodes restantes (figure 1). Cette manière de procéder permet la réalisation de traitements sylvicoles supplémentaires (ex. : plantation) qui augmentent les volumes de matière ligneuse disponibles à long terme sans avoir d'effet sur la possibilité forestière à court terme (figure 1). De plus, ces traitements sylvicoles peuvent entraîner des activités économiques à court terme par le biais, par exemple, des rentes salariales ou des bénéfices des entreprises sylvicoles.



Source : Bureau du forestier en chef

Figure 1. Exemple d'évolution du volume de matière ligneuse disponible avec prise en compte des effets d'augmentation de volume à long terme à la suite de travaux sylvicoles supplémentaires réalisés au cours des premières périodes.

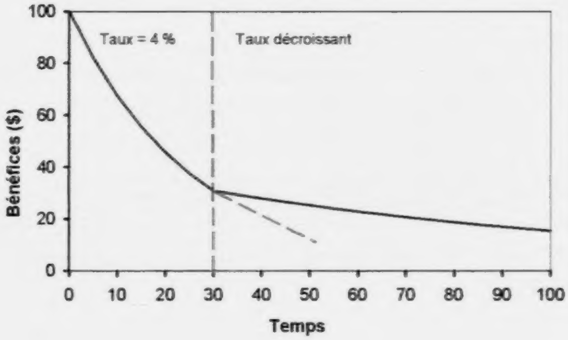
La comparaison des scénarios (« maximiser le volume » par rapport à « maximiser la VAN ») permet d'évaluer l'impact des travaux sylvicoles qui n'ont pas d'effet sur les volumes récoltables à court terme, mais qui peuvent augmenter la valeur économique de la stratégie d'aménagement. Les deux scénarios sont comparés après spatialisation, ont la même limite budgétaire et intègrent les mêmes orientations d'aménagement.

[11] La durée de 30 ans correspond à la période jugée adéquate pour évaluer les effets de la spatialisation. Se référer au fascicule 2.7 – Spatialisation avec STANLEY.

Les données servant au calcul des revenus et des coûts (tableau 1) sont ventilées par groupe d'essences et varient selon l'unité d'aménagement.

Deux autres éléments servent également au calcul de la VAN :

- matrice d'utilisation réelle des bois – Spécifique à chaque unité d'aménagement et basée sur des données historiques, elle sert à évaluer le pourcentage de la possibilité forestière réellement récolté et transformé[12].
- taux d'actualisation – Ce taux, nécessaire à l'actualisation de la valeur des bénéfices anticipés, est établi à 4 % pour les trente premières années, pour ensuite décroître progressivement vers une valeur limite de 1 %[13], ce qui a pour effet de soutenir des flux futurs de bénéfices plus élevés (figure 2).



Source : Bureau du forestier en chef

Figure 2. Évolution de la valeur actuelle d'un bénéfice de 100 $ en considérant des taux d'actualisation fixes pour les trente premières années et un taux variable décroissant vers une valeur limite de 1 %.

État des connaissances

Bien que les recherches sur les services écologiques (ex. : filtration des eaux, chasse et pêche, biodiversité, séquestration du carbone) aient beaucoup évolué ces dernières années, leur mise en application pratique dans le calcul des possibilités forestières demeure un défi. Par ailleurs, l'intégration au calcul de l'effet de la qualité des tiges sur la valeur du bois à la transformation reste également un enjeu de recherche, tant pour les feuillus nobles (dont la valorisation repose principalement sur la qualité des tiges récoltées) que pour les résineux (où le diamètre moyen modifie la valeur du panier de produits).

[12] Données fournies par le Bureau de mise en marché des bois.
[13] Adapté du Commissariat général du Plan (2005), de Weitzman (2001), de Gollier (2005), de Hepburn et Koundouri (2006) et du Bureau de mise en marché des bois (2013).

Références

Bureau du forestier en chef. 2010. Bilan d'aménagement forestier durable au Québec 2000-2008. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, 290 p.

Bureau de mise en marché des bois. 2011. Guide de l'utilisateur – Modèle d'évaluation économique (MEE). Ministère des ressources naturelles, Québec, Qc, 125 p. https://bmmb.gouv.qc.ca/media/7147/guide-utiliisateur.pdf (consulté le 28 février 2013)

Bureau de mise en marché des bois. 2013. Guide d'analyse économique : évaluation économique intégrée au calcul de possibilités forestières – Modèle d'évaluation économique (MEE). Ministère des ressources naturelles, Québec, Qc, 58 p. https://bmmb.gouv.qc.ca/media/19665/guide_d_analyse__conomique.pdf (consulté le 28 février 2013)

Hepburn, C.J. et P. Koundouri. 2007. Recent advances in discounting: Implications for forest economics. Journal of Forest Economics, 13 : 169-189.

Commissariat général du Plan. 2005. Révision du taux d'actualisation des investissements publics. France, 112 p. http://catalogue.polytechnique.fr/site.php?id=324&fileid=2389 (consulté le 29 octobre 2013)

Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 2004. Rapport de la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Québec, Qc, 307 p.

Gollier, C. 2005. Comment intégrer le risque dans le calcul économique. Institut d'économie industrielle et Laboratoire d'économie des ressources naturelles, Université de Toulouse, France, 10 p.

MRNF. 2010b. Consultation sur l'aménagement durable des forêts du Québec : document de consultation publique – Stratégie d'aménagement durable des forêts et modalités proposées pour le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts. Gouvernement du Québec, Québec, Qc, 104 p. http://consultation-adf.mrn.gouv.qc.ca/pdf/document-consultation-adf.pdf (consulté le 29 juillet 2013)

Weitzman, M.-L. 2001. Gamma Discounting. American Economic Review, 91(1) : 260-271.

Rédaction : Ibrahima Gassama, écon., M.Sc.
Collaboration : Vincent Auclair, écon., M.Sc. (MRN), Mélissa Lainesse, écon., M.Sc. (MRN), Thomas Moore, ing.f., M.Sc. (BFEC) et Maxime Renaud, ing.f., M.Sc. (BFEC).
Révision : Pierre-Olivier Boucher, écon., M.Sc. (MRN), Luc Lebel, écon., Ph.D. (U. Laval), Jean-Martin Lussier, ing.f., Ph.D. (RNCan-SCF-CCFB) et Michel Soucy, écon., Ph.D. (U. de Moncton).

Référence à citer : Gassama, I. 2013. Rentabilité économique. Fascicule 4.14. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 225-229.

4.15 Qualité visuelle des paysages

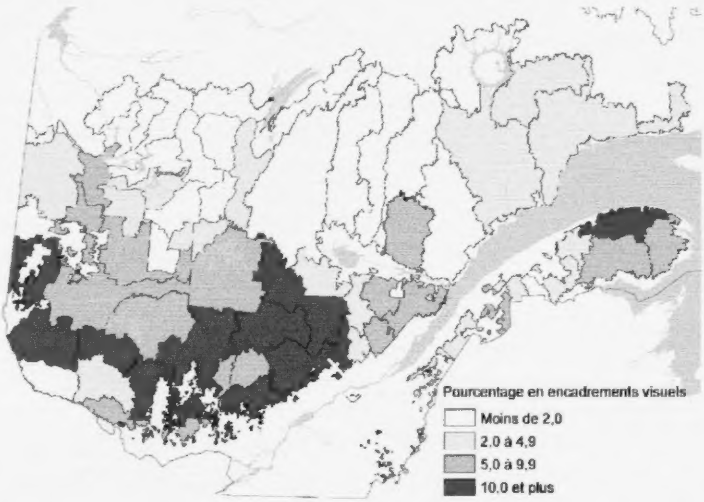
Les interventions forestières peuvent diminuer la qualité visuelle des paysages forestiers et ainsi générer des conflits d'usage, toucher l'industrie touristique et influencer la perception qu'a le public de la gestion de la forêt. La conservation de lisières boisées, l'application de coupes partielles et la limitation de coupes visibles dans un encadrement visuel contribuent au maintien de la qualité visuelle des paysages forestiers et peuvent être intégrés au calcul des possibilités forestières.

Crédit photo : Antoine Nappi

Préoccupation

Les interventions forestières peuvent diminuer la qualité visuelle des paysages forestiers. Les procédés de régénération telles que les coupes totales[1] sont particulièrement mal perçues par les utilisateurs du milieu forestier[2]. Les effets visuels négatifs s'accentuent lorsque ces types d'intervention dominent le paysage[3]. Les parterres de coupe de formes régulières, l'absence de régénération, les perturbations du sol, ainsi que la présence de débris ligneux et d'arbres rémanents épars contribuent également à diminuer la qualité visuelle des paysages forestiers[4]. Dans certaines unités d'aménagement, l'utilisation du territoire est diversifiée; par conséquent, les paysages sensibles s'avèrent nombreux (figure 1).

Certaines approches d'aménagement contribuent à réduire les effets visuels négatifs des interventions et par le fait même contribuent au maintien de la qualité visuelle des paysages. Une coupe totale d'un seul tenant est considérée plus acceptable par les utilisateurs lorsqu'elle occupe moins de 25 % du paysage visible[3] (figure 2a). Cette acceptabilité augmente lorsque les coupes sont dispersées dans le paysage. Les effets visuels négatifs diminuent également en fonction de la hauteur de la régénération (figure 2b). Parce qu'elles maintiennent une structure résiduelle, les coupes à rétention variable telles que la coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) s'avèrent plus esthétiques du point de vue des utilisateurs (figure 2c). Les coupes qui maintiennent un fort couvert forestier, telles que les coupes progressives, atténuent d'autant plus les effets négatifs[6].

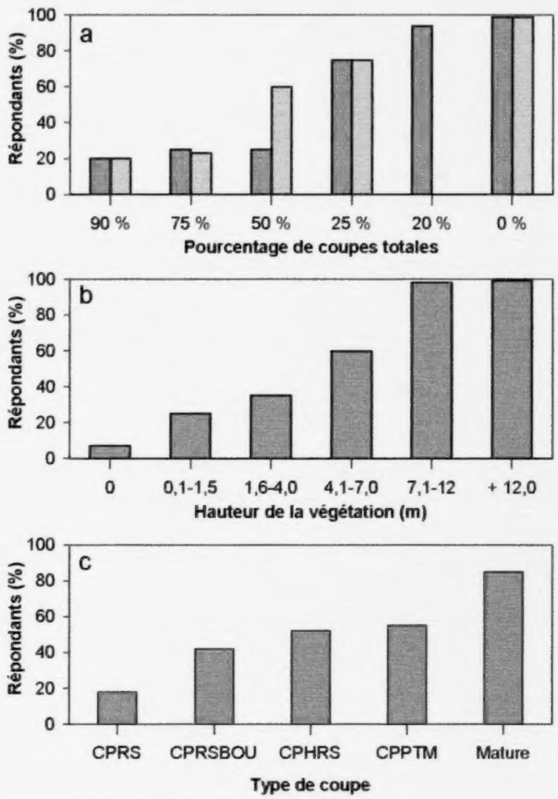


Source : Compilation du Bureau du forestier en chef

Figure 1. Pourcentage des unités d'aménagement en encadrements visuels[5].

La qualité des paysages est un enjeu majeur pour la population et plus particulièrement pour les utilisateurs du milieu forestier. Le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts (futur RADF) prévoit des dispositions relatives à la protection du paysage pour des sites récréotouristiques et d'utilité publique. De plus, des secteurs d'intérêt paysager[7] sont identifiés dans le cadre du processus de planification forestière et font

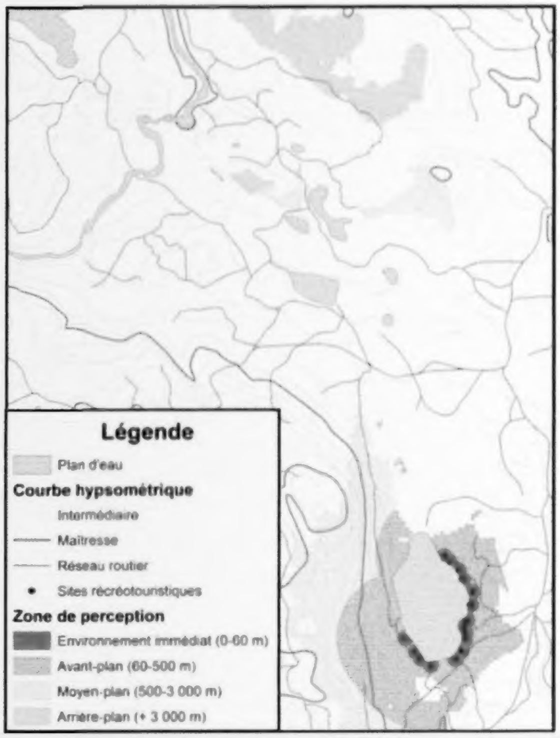
1 Les coupes totales incluent la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS), la coupe avec protection de la haute régénération et des sols (CPHRS), la coupe avec réserve de semenciers (CRS) et la coupe totale sans protection (CTSP).
2 Pâquet et Bélanger (1998), Robson et al. (2000).
3 Pâquet et Bélanger (1997).
4 Pâquet et Bélanger (1998), Yelle et al. (2008, 2009).
5 Un encadrement visuel est une partie de paysage déterminée en fonction de la topographie, qui est visible à partir d'une structure ou d'un site d'intérêt (MRN – Glossaire forestier).
6 Pâquet (2003).
7 Secteur où la qualité visuelle du paysage revêt un intérêt majeur pour la pratique d'activités récréotouristiques en milieu forestier (MRN – Glossaire forestier).



Source : Adapté de Pâquet et Bélanger (1997) et de Yelle et al. (2008)

Figure 2. Niveau d'acceptabilité des coupes en fonction a) du pourcentage de coupes totales d'un seul tenant (bleu foncé) ou dispersée dans le paysage (bleu pâle), b) de la hauteur de la végétation et c) du type de coupe[8]. L'acceptabilité est définie par le pourcentage des répondants qui considèrent l'intervention forestière comme minimalement acceptable[9].

l'objet d'une identification des paysages sensibles[10]. Les secteurs d'intérêt paysager sont classés selon trois critères socio-économiques : la valeur sociale, la fréquentation et la diversité des services offerts[11]. Le résultat obtenu reflète le degré de préoccupation des gens quant à la qualité de chaque secteur. Puisque les effets visuels des interventions forestières diminuent avec la distance, la sensibilité du paysage varie en fonction de la distance d'observation. L'utilisation de zones de perception précise le degré de sensibilité des paysages (figure 3).



Source : Bureau du forestier en chef

Figure 3. Exemple d'un encadrement visuel pour un site récréotouristique établi selon la topographie et divisé en zones de perception[12].

Aménagement forestier

Objectif

L'objectif d'aménagement consiste à maintenir la qualité visuelle des paysages forestiers pour les affectations identifiées au futur RADF ainsi que pour les secteurs d'intérêt paysager identifiés dans les plans d'aménagement forestier intégrés (PAFI). Les objectifs de qualité visuelle et les moyens adoptés pour y répondre varient selon le type d'affectation et le degré de sensibilité des secteurs d'intérêt paysager[13].

[8] CPRS : coupe avec protection de la régénération et des sols; CPRSBOU : CPRS avec rétention de bouquets; CPHRS : coupe avec protection de la haute régénération et des sols; CPPTM : coupe avec protection des petites tiges marchandes; Mature : témoin de forêt mature.

[9] Seuil d'acceptabilité de « 0 » dans Pâquet et Bélanger (1997) et Yelle et al. (2008)

[10] Portion de territoire forestier qui est visible à partir de secteurs d'intérêt paysager et dont la qualité pourrait être modifiée par des interventions forestières ou autres (MRN – Glossaire forestier). La notion de paysage sensible a été introduite afin de distinguer ces paysages visibles des encadrements visuels protégés par les mesures du RNI.

[11] Pâquet (2003).

[12] Pâquet (2003), Pâquet et Deschênes (2005).

[13] Pâquet et Bélanger (1998), Pâquet et Deschênes (2005).

Encadré 1. Engagements gouvernementaux

Projet de Stratégie d'aménagement durable des forêts[14]

Un des objectifs de la stratégie vise à assurer le maintien de la qualité visuelle des paysages en milieu forestier. Pour ce faire, les plans d'aménagement forestier intégré devront inclure les objectifs locaux et les mesures d'harmonisation des usages relatifs aux paysages sensibles à protéger qui auront été convenus au sein de la table locale de gestion intégrée des ressources et du territoire ou avec des acteurs directement concernés, et retenus par le ministre.

Futur règlement d'aménagement durable des forêts[14]

Plusieurs dispositions sont prévues afin d'assurer une protection de la qualité visuelle des sites récréotouristiques et d'utilité publique dont l'importance est reconnue (tableau 1). Celles-ci incluent :

- l'exclusion des interventions forestières sur le site;
- le maintien de lisières boisées d'une largeur de 30 ou 60 m, selon le type d'affectation (une récolte partielle des tiges marchandes est autorisée);
- l'application d'un seuil maximal de 33 % de la superficie d'un encadrement visuel en coupes visibles, en tout temps. L'encadrement visuel est défini par un rayon de 1,5 ou 3 km à partir du site, selon le type d'affectation.

Encadré 2. Aménagement écosystémique

- Certaines stratégies développées dans le cadre de l'approche écosystémique contribuent à accroître l'acceptabilité visuelle des interventions forestières (ex. : maintien de vieilles forêts, diversification des types et des patrons de coupe, utilisation des coupes partielles).
- Toutefois, l'utilisation de grandes agglomérations de coupes dans le domaine de la pessière visant à recréer les caractéristiques des grandes perturbations naturelles s'avère plus difficilement acceptable dans les paysages visuellement sensibles. Certaines mesures, telles que celles touchant à la taille et à la forme des coupes ainsi qu'à l'application de coupes à rétention variable peuvent atténuer leurs effets visuels négatifs[16].

Moyens d'aménagement

Les principaux moyens d'aménagement qui contribuent à maintenir la qualité visuelle des paysages sont la protection intégrale, le maintien de lisières boisées ou l'application d'un pourcentage maximal de coupes visibles dans les encadrements visuels. Le tableau 1 résume ces modalités pour les affectations identifiées au futur RADF. D'autres secteurs d'intérêt paysager et d'autres modalités d'aménagement peuvent s'ajouter à cette liste et être intégrés à la stratégie d'aménagement locale.

Protection des sites

La protection intégrale s'avère nécessaire lorsque les activités pratiquées sur le site sont incompatibles avec les travaux forestiers (ex. : site de camping, base et centre de plein air). Ces sites, généralement de petites superficies, sont soustraites de l'aménagement forestier.

Lisières boisées

L'utilisation de lisières boisées assure le maintien d'un couvert forestier à proximité des sites ainsi que le long des réseaux routiers et sentiers. Le futur RADF prévoit le maintien de lisières boisées d'une largeur de 30 ou 60 m, selon l'affectation. Une récolte partielle des arbres y est autorisée[15]. Pour maintenir la qualité visuelle des sites, la largeur des lisères boisées ainsi que la récolte partielle doivent permettre de maintenir l'opacité de la bande[17].

Proportion de coupes visibles dans l'encadrement visuel

La qualité visuelle du paysage diminue avec l'augmentation de la proportion de coupes visibles[18]. Toutefois, l'accroissement de la hauteur de la régénération atténue les effets visuels négatifs des coupes. L'aspect visuel d'une coupe commence à devenir acceptable par les utilisateurs lorsque la régénération atteint 4 m de hauteur; celle-ci est nettement plus acceptable lorsque la végétation atteint 7 m[19]. La proportion de coupes récentes dans l'encadrement visuel doit donc être limitée.

La présence de régénération et le reverdissement rapide du parterre de coupe atténuent les effets visuels négatifs. Les coupes à rétention variable telles que la CPPTM et la CPRS avec rétention de bouquets conservent plus de structure résiduelle, ce qui les rend plus acceptables que la CPRS[20]. Le niveau d'acceptabilité des coupes à rétention variable varie également selon le pourcentage et le type de rétention (bouquet/dispersée) ainsi que selon la disposition et la taille des bouquets[21].

Les coupes partielles (ex. : éclaircie commerciale (EC), coupe progressive régulière (CPR), coupe progressive irrégulière (CPI) et coupes de jardinage (CJ)) maintiennent un couvert arborescent, ce qui contribue à préserver la qualité visuelle du paysage[22]. Cette

---

14 MRNF (2010).

15 Une récolte partielle maximale de 40 % des tiges marchandes ou de la surface terrière est permise dans la lisière boisée. La densité ou la surface terrière ne peut être réduite en deçà de 700 tiges marchandes/ha ou 16 m²/ha. La récolte partielle doit viser une répartition uniforme des arbres résiduels.

16 Yelle et al (2009), Yelle (2013).

17 Pâquet et Bélanger (1998).

18 Pâquet et Bélanger (1997).

19 Pâquet et Bélanger (1997), Pâquet et Deschênes (2005). De plus, une régénération de 7 m et plus de hauteur permet de mieux atténuer l'effet des coupes en hiver, lorsque la régénération est sous le couvert de neige.

20 Yelle et al. (2008, 2009).

21 Yelle (2013).

22 Pâquet (2003).

Tableau 1. Modalités d'intervention pour le maintien de la qualité visuelle des affectations inscrites dans le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts[24] autres que les affectations autochtones.

Type d'affectation[a]	Aucune intervention sur le site	Lisière boisée[b] (m)	Encadrement visuel[c] (rayon, km)
Base et centre de plein air	√	60	3**
Camping aménagé et semi-aménagé	√	60	
Camping rustique	√	60	
Centre d'hébergement	√	60	3**
Chalet d'hébergement dans un territoire faunique structuré*		60*	
Circuit panoramique			1,5
Circuit périphérique des réseaux denses	√	30	
Corridor routier		30	
Halte routière ou aire de pique-nique	√	60	1,5
Observatoire	√	60	
Parcours interrégional de randonnées diverses		30	
Parties les plus densément peuplées d'une communauté*			3*
Plage publique	√		1,5
Poste d'accueil dans un territoire faunique structuré		60*	
Prise d'eau	√		
Refuge sommaire (ex. : réseau de randonnées)		60	
Sentier aménagé dans un territoire faunique structuré*		30*	
Sentier d'accès à un site d'observation		30	
Sentier de portage compris dans un parcours de canot-camping		30**	
Site archéologique	√		
Site d'enfouissement		30	
Site d'observation	√	60	3**
Site de quai et rampe de mise à l'eau avec aire de services	√	60	1,5
Site de restauration ou d'hébergement	√	60	
Site de sépulture	√	30	
Site de villégiature regroupée et site de villégiature complémentaire	√	60	3**
Site historique		60	
Site projeté de développement de la villégiature	√		1,5
Station de ski alpin	√		3**
Station piscicole	√		
Terrain de villégiature isolé	√	60*	
Terrain loué	√		

a * Affectation non présente dans la carte CFET-BFEC.
b * Lisière boisée non présente dans la carte CFET-BFEC; ** lisière boisée de 20 m dans la carte CFET-BFEC.
c * Encadrement visuel non présent dans la carte CFET-BFEC; ** Encadrement visuel dont le rayon est de 1,5 km dans la carte du CFET-BFEC.

contribution est cependant limitée pour les coupes partielles dont le couvert est maintenu temporairement (ex. : jusqu'à la coupe finale pour la CPR ou la CPI à régénération lente (CPI-RL))[23].

Certains traitements sylvicoles tels que la CPHRS, la CPPTM et les coupes finales de la CPR et de la CPI-RL sont caractérisés par une haute régénération, ce qui accélère le retour du peuplement à une hauteur où l'aspect visuel est acceptable pour les utilisateurs.

Autres moyens

D'autres moyens peuvent être appliqués à l'échelle opérationnelle pour répondre à cet objectif[25]. Ces moyens incluent une configuration adéquate des coupes (dispersion des coupes, réduction et variation de leur taille, répartition des forêts résiduelles dans les agglomérations de coupes, formes irrégulières et naturelles des coupes), la protection des sols, la récupération maximale de la matière ligneuse, l'ébranchage des tiges sur le parterre de coupe ainsi que le reboisement rapide du parterre de coupe.

23 Pâquet (2013).
24 MRNF (2010).
25 Pâquet et Bélanger (1997, 1998), Bois et Roy (2008), Yelle et al. (2008, 2009).

Indicateur forestier

Le pourcentage de l'encadrement visuel constitué de coupes visibles est utilisé comme indicateur de la qualité visuelle du paysage. Pour les affectations identifiées au futur RADF, les coupes visibles (ex. : CPRS) doivent occuper moins du tiers (33 %) de la superficie de leur encadrement visuel (encadré 1, tableau 1). Les coupes partielles[26], parce qu'elles maintiennent un couvert forestier continu, ne sont pas considérées comme visibles.

Des seuils maximaux de coupes visibles par encadrement visuel pour les secteurs d'intérêt paysager sont également définis dans les PAFI. Les critères pour définir les coupes visibles et les seuils maximaux de coupes peuvent varier en fonction de la sensibilité des paysages et des zones de perception[27].

Intégration au calcul

La prise en considération du maintien de la qualité visuelle des paysages lors du calcul des possibilités forestières se fait essentiellement par l'exclusion de certains sites à la récolte, le maintien de lisières boisées et le suivi de la proportion de coupes visibles dans les encadrements visuels. Le pourcentage du territoire occupé par des encadrements visuels peut être significatif, en particulier pour les unités d'aménagement du sud du Québec (figure 1).

La prise en considération de cet objectif dans le calcul des possibilités forestières se fait aux étapes suivantes :

- ✓ **Cartographie**
- Strates d'aménagement
- Stratégie sylvicole
- Évolution des strates
- ✓ **Variables de suivi**
- Optimisation
- Spatialisation avec STANLEY

Cartographie

Protection des sites

Les affectations récréotouristiques ou d'utilité publique où aucune intervention n'est permise sont identifiées dans la carte CFET-BFEC et sont exclues du calcul.

Lisières boisées

Les lisières boisées des affectations récréotouristiques ou d'utilité publique sont délimitées dans la carte CFET-BFEC. La récolte partielle des lisières est considérée *a posteriori* du calcul, en appliquant un pourcentage de réduction de la superficie de ces polygones[28].

Encadrements visuels

Les encadrements visuels identifiés dans la carte CFET-BFEC incluent ceux relatifs au cadre réglementaire (RNI)[29] ainsi que ceux identifiés lors de la planification régionale.

Les encadrements visuels relatifs au RNI sont fournis par la Direction des inventaires forestiers et sont délimités par des zones tampons d'un rayon de 1,5 km. La majorité des affectations du RNI qui font l'objet d'un encadrement visuel sont également inclus au futur RADF. Cependant, ce dernier contient quelques nouvelles affectations ainsi que des modifications quant au rayon de l'encadrement visuel de certaines affectations (3 km au lieu de 1,5 km). Ces ajouts ou modifications ne sont pas intégrés à la carte CFET-BFEC (tableau 1).

Le Secteur des opérations régionales produit des encadrements visuels basés sur un modèle numérique de terrain (topographie). Cette approche permet de mieux départager les paysages visibles de ceux qui ne le sont pas à l'intérieur des limites de l'encadrement visuel. Lorsque disponibles, ces encadrements visuels remplacent ceux de la Direction des inventaires forestiers.

En plus de ceux relatifs au cadre réglementaire, les encadrements visuels des secteurs d'intérêt paysager identifiés dans le cadre de la planification forestière 2008-2013 (OPMV paysage[30]) sont intégrés dans la carte CFET-BFEC. Cependant, cette carte n'inclut pas les encadrements visuels qui auraient pu s'ajouter dans le cadre de la planification 2013-2018.

Bien que la carte CFET-BFEC intègre, lorsque disponibles, les zones de perception (ex. : EI1, AV1, MP1, AP1) issues de l'inventaire de sensibilité des paysages, celles-ci ne sont généralement pas utilisées compte tenu de l'échelle stratégique du calcul.

[26] Les coupes partielles incluent l'EC, les CJ, la CPR et la CPI (en excluant les coupes finales).
[27] Pâquet et Deschênes (2005).

[28] Ce pourcentage est fonction de la densité du peuplement.
[29] Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État (R.R.Q., c. F-4.1, r.7).
[30] Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier 9 – Maintenir la qualité visuelle des paysages en milieu forestier (MRNFP 2005).

Variables de suivi

Le suivi, dans le temps, du pourcentage de la superficie productive[31] d'un encadrement visuel constitué de coupes visibles, consitue le principal indicateur de la qualité du paysage aux fins du calcul.

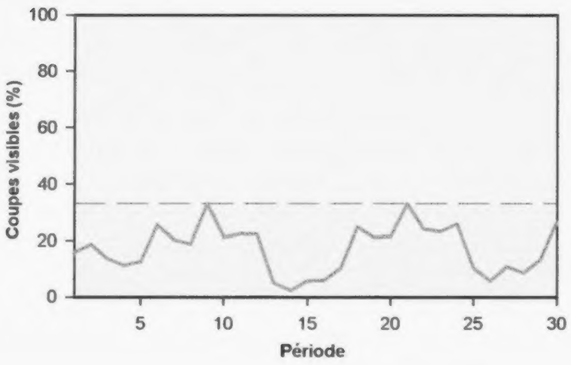
Les coupes partielles, parce qu'elles maintiennent un couvert de plus de 7 m de hauteur, ont très peu d'effets visuels négatifs et ne sont pas considérées comme visibles. Dans le cadre du calcul, celles-ci incluent l'EC, la CPR, la CPI et les CJ. Selon le type de traitement, le maintien de couvert sera temporaire (jusqu'à la coupe finale pour l'EC, la CPR et la CPI-RL) ou permanent (pour les CJ ou la CPI à couvert permanent [CPI-CP]).

Les coupes qui ont un effet visuel négatif et qui sont considérées comme « visibles » sont celles qui impliquent un fort prélèvement du couvert. Dans le cadre du calcul, celles-ci incluent les coupes totales, la CPPTM et les coupes finales de la CPR et la CPI-RL.

La coupe est considérée visible pendant le premier tiers de la révolution prévue des strates. Ainsi, pour un territoire donné où la révolution moyenne des strates serait de 75 ans, une coupe est considérée visible jusqu'à l'âge de 25 ans. Bien que variant selon le territoire, la hauteur correspondant à la fin du premier tiers de la révolution varie généralement entre 4 et 7 m.

Compte tenu de la haute régénération présente après l'application du traitement, les strates traitées par la CPHRS, la CPPTM et les coupes finales de la CPR et de la CPI-RL demeurent visibles moins longtemps. Dans le cadre du calcul, ces traitements permettent d'obtenir un gain quant à l'âge de départ sur la courbe *effets de traitement*; ce gain est de 5 ans pour la CPHRS et la CPR, de 10 ans pour la CPPTM et de 20 ans pour la CPI-RL[32].

Le pourcentage de coupes visibles doit être inférieur à 33 % de l'encadrement visuel[33] (figure 4). Pour les fins du calcul, le critère pour définir une coupe visible et le pourcentage de coupes à respecter sont généralement appliqués de la même façon pour tous les types d'encadrement visuel (futur RADF ou secteurs d'intérêt paysager)[34]. Cette proportion est établie sur la base de l'ensemble de chaque encadrement visuel[35].



Source : Bureau du forestier en chef

Figure 4. **Exemple de l'évolution du pourcentage de coupes visibles dans un encadrement visuel ainsi que le seuil maximal de 33 % à respecter selon le futur RADF.**

État des connaissances

Au Québec, l'acceptabilité visuelle des coupes a fait l'objet de plusieurs études[36], dont les résultats ont permis une meilleure intégration des préoccupations liées au maintien de la qualité visuelle des paysages dans la planification forestière. Des recherches récentes ont permis d'évaluer l'acceptabilité visuelle de différentes formes de coupes à rétention variable et ont montré, entre autres, que les coupes avec une forte rétention (de l'ordre de 25 %) sont plus acceptables visuellement[37]. Ce type de traitement peut s'avérer une solution efficace afin d'atténuer les effets visuels négatifs des coupes, notamment dans les agglomérations de coupes, ce qui pourrait contribuer à l'augmentation de son utilisation dans les années à venir.

---

31 Pour le calcul, cette superficie comprend celle incluse à la récolte ainsi que celle exclue à la récolte mais incluse aux statistiques des variables de suivis (ex. : aires protégées).

32 Se référer au chapitre 3 sur les traitements sylvicoles.

33 Dans le cas où le résultat de la variable de suivi indique un pourcentage supérieur à 33 %, ce seuil peut être intégré sous forme de *contrainte à l'optimisation*, afin de garantir le respect du seuil.

34 Ces critères et seuils pour les secteurs d'intérêt paysager pourraient être modifiés dans certaines régions, en fonction du contenu des plans d'aménagement forestier intégré.

35 Compte tenu de l'échelle stratégique du calcul, les pourcentages ne sont pas calculés par zone de perception.

36 Ex. : Pâquet et Bélanger (1997), Yelle et al. (2008), Yelle (2013).

37 Les travaux de Yelle (2013) montrent également une préférence pour une dispersion de la rétention lorsque le pourcentage de rétention est élevé, ainsi qu'une préférence pour les bouquets de petite superficie et disposés aléatoirement.

Références

Références citées

Bois, G. et C. Roy. 2008. Guide d'aide à la prise de décisions pour l'harmonisation des différentes utilisations de la forêt. Centre technologique des résidus industriels, Conférence régionale des élus de l'Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Qc, 35 p.

MRN – Glossaire forestier http://glossaire-forestier.mrn.gouv.qc.ca/Liste.aspx (consulté le 9 mai 2012).

MRNF. 2010. Consultation sur l'aménagement durable des forêts du Québec : document de consultation publique – Stratégie d'aménagement durable des forêts et modalités proposées pour le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts. Gouvernement du Québec, Québec, Qc, 104 p. http://consultation-adf.mrn.gouv.qc.ca/pdf/document-consultation-adf.pdf (consulté le 29 juillet 2013)

MRNFP. 2005. Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier. Plans généraux d'aménagement forestier 2007-2012. Document de mise en œuvre. Gouvernement du Québec, Québec, Qc, 49 p.

Pâquet, J. 2003. Outil d'aide à la décision pour classifier les secteurs d'intérêt majeurs et définir les stratégies d'aménagement pour l'intégration visuelle des coupes dans les paysages. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction des programmes forestiers, Québec, Qc, 15 p.

Pâquet, J. 2013. Les aspects visuels des traitements sylvicoles. Chapitre 7. *Dans* ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier, Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 120-131.

Pâquet, J. et L. Bélanger. 1997. Public acceptability thresholds of clearcutting to maintain visual quality of boreal balsam fir landscapes. Forest Science, 43 : 46-55.

Pâquet, J. et L. Bélanger. 1998. Stratégie d'aménagement pour l'intégration visuelle des coupes dans les paysages. Réalisé par C.A.P. Naturels dans le cadre du Programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier du ministère des Ressources naturelles, Québec, Qc, 40 p.

Pâquet, J. et L. Deschênes. 2005. Lignes directrices pour la mise en œuvre des objectifs visant le maintien de la qualité des paysages et l'harmonisation des usages. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction des programmes forestiers et Direction de l'environnement forestier, Québec, Qc, 33 p.

Robson, M., A. Hawley et D. Robinson. 2000. Comparing the social values of forest-dependent, provincial and national publics for socially sustainable forest management. Forestry Chronicle, 76 : 615-622.

Yelle, V. 2013. Social perception of ecosystem management in Québec's black spruce forest: Can large harvests emulating fire be acceptable to forest users, stakeholders and the general public? Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, Qc, 238 p.

Yelle, V., L. Bélanger et J. Pâquet. 2008. Acceptabilité visuelle de coupes forestières pour la pessière noire : comparaison de la coupe à blanc traditionnelle et de différents types de rétention végétale chez divers groupes d'intérêt issus d'une région ressource forestière. Revue canadienne de recherche forestière, 38 : 1983-1995.

Yelle, V., J. Pâquet et J.-P. Jetté. 2009. Guide d'atténuation des impacts visuels causés par les agglomérations de coupes dans le domaine de la pessière à mousses. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Québec, Qc, 27 p.

Lectures suggérées

Pâquet, J. 2013. Les aspects visuels des traitements sylvicoles. Chapitre 7. *Dans* ministère des Ressources naturelles. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier, Les Publications du Québec, Québec, Qc, pp. 120-131.

Pâquet, J. et L. Deschênes. 2005. Lignes directrices pour la mise en œuvre des objectifs visant le maintien de la qualité des paysages et l'harmonisation des usages. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction des programmes forestiers et Direction de l'environnement forestier, Québec, Qc, 33 p.

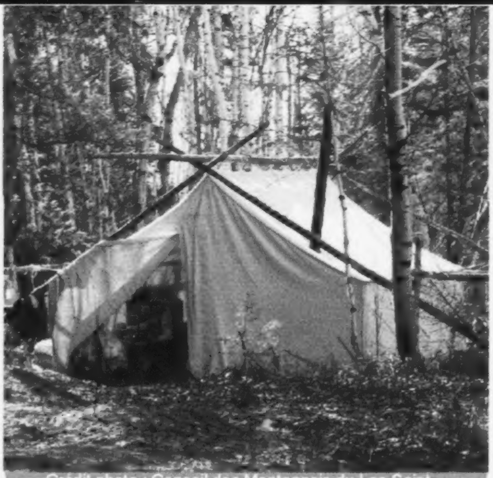
Yelle, V., J. Pâquet et J.-P. Jetté. 2009. Guide d'atténuation des impacts visuels causés par les agglomérations de coupes dans le domaine de la pessière à mousses. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Québec, Qc, 27 p.

Rédaction : Antoine Nappi, biol., Ph.D.
Collaboration : Julie Lavoie, biol., M.Sc. (consultante).
Révision : David Baril, ing.f. (BFEC), Jérôme Garet, ing.f., M.Sc. (BFEC), Martin Girard, ing.f. (BFEC), Gaétan Laberge, ing.f., M.Sc. (DGR), Geneviève Lejeune, ing.f. (BFEC), Philippe Marcotte, ing.f., M.Sc. (BFEC), Josée Pâquet, géog., M.ATDR (MRN), Anouk Pohu, ing.f. (BFEC), Maxime Renaud, ing.f., M.Sc. (BFEC) et Véronique Yelle, ing.f., M.Sc. (U. Laval).

Référence à citer : Nappi, A. 2013. Qualité visuelle des paysages. Fascicule 4.15. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 231-237.

4.16 Premières Nations

Les interventions forestières sont susceptibles de modifier l'utilisation que les Premières Nations font du territoire forestier. Des mesures pour maintenir les ressources et les modes d'utilisation du territoire sont convenues par des traités ou des ententes avec le gouvernement ou à la suite de consultations. Certaines de ces mesures, telles que le maintien d'un couvert forestier, peuvent être intégrées dans le calcul des possibilités forestières.

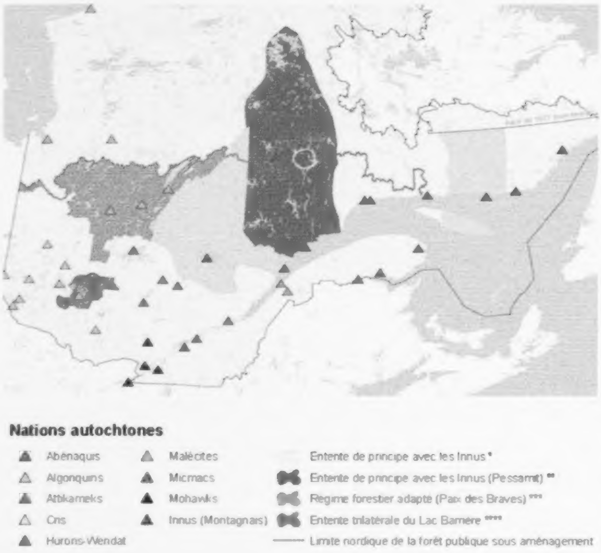


Crédit photo : Conseil des Montagnais du Lac-Saint-Jean, service Patrimoine, culture et territoire

Préoccupation

Les Premières Nations entretiennent avec le territoire forestier des rapports fondamentaux pour le maintien de leur mode de vie. Elles y pratiquent des activités en lien avec leur mode de vie depuis des millénaires. L'accès au territoire et la pratique de ces activités dans des conditions forestières adéquates favorisent la transmission de leurs connaissances, de leur culture et de leurs valeurs ainsi que leur développement socioéconomique. La plupart des communautés autochtones occupent des territoires situés dans la forêt publique (figure 1). Des mesures pour concilier les usages du territoire forestier sont parfois convenues dans des traités, dans des ententes sectorielles impliquant le gouvernement du Québec et les Premières Nations[1] ou à la suite de consultations.

L'exploitation forestière modifie les écosystèmes forestiers, ce qui peut influencer les usages du territoire forestier par les Premières Nations. Par exemple, une trop forte proportion de forêts en régénération diminue la quantité d'habitats de bonne qualité pour certaines espèces fauniques d'intérêt socio-culturel ou sensibles à l'aménagement forestier[2] (ex. : orignal, martre). Ceci peut causer une diminution temporaire du succès de chasse ou de trappage pour certaines espèces. Les chemins forestiers, bien qu'ils facilitent l'accès au territoire pour les utilisateurs, accentuent aussi le développement (ex. : la villégiature) et la pression sur les ressources fauniques, ce qui peut générer des conflits[3].



Source : Compilation du Bureau du forestier en chef

Figure 1. Localisation des communautés des Premières Nations concernées par l'exploitation forestière ainsi que des ententes territoriales[4].

[1] Les ententes dites « sectorielles » peuvent porter, par exemple, sur la participation des Premières Nations à certaines étapes de la gestion des forêts. Contrairement aux traités, ces ententes ne visent pas à définir la portée des droits ancestraux et elles n'incluent pas nécessairement le gouvernement fédéral.

[2] Hénault et al. (1999), Jacqmain et al. (2008).

[3] Conseil tribal Mamuitun mak Nutashkuan (2004).

[4] * Territoires des Premières Nations innues de Mashteuiatsh, d'Essipit et de Nutashkuan tels qu'ils ont été délimités dans l'*Entente de principe d'ordre général entre les Premières Nations de Mamuitun et de Nutashkuan et les gouvernements du Québec et du Canada* (Anonyme 2004). Cette entente est une étape vers la signature d'un traité. Elle n'a pas de portée légale.
** Territoire de la Première Nation innue de Pessamit tel qu'il a été délimité en 2004 dans l'Entente de principe d'ordre général. Cette Première Nation s'est retirée de la négociation territoriale depuis.
*** Territoire couvert par le chapitre 3 (foresterie) de l'*Entente concernant une nouvelle relation entre le gouvernement du Québec et les Cris* (Anonyme 2002). Se référer au fascicule 4.17 – Cris.
**** Territoire de l'annexe 2 de l'*Entente trilatérale de Lac-Barrière*, signée en 1991, sur lequel l'aménagement intégré des ressources est prévu.

Une foresterie adaptée permet de maintenir les ressources valorisées par les Premières Nations et leur mode d'utilisation du territoire. Les standards d'aménagement durable des forêts requièrent la participation des autochtones à la gestion des forêts, le maintien de leurs modes d'utilisation du territoire (tableau 1, figure 2) et la mise en valeur de leurs connaissances écologiques (ex. : localisation des habitats fauniques, localisation et propriétés des plantes médicinales). Des mesures particulières à cet effet sont prévues dans le régime forestier. Par exemple, le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts (futur RADF) prévoit la protection de certains sites d'intérêt. Le ministère des Ressources naturelles peut aussi appliquer des normes d'intervention particulières pour répondre aux demandes des Premières Nations. Le régime forestier prévoit aussi leur participation à l'élaboration des plans d'aménagement forestier intégré, par une approche distincte et adaptée[5]. D'autres mesures peuvent être prévues dans les traités ou les ententes.

Tableau 1. Les modes d'utilisation du territoire des Premières Nations[6].

Affectation	Description
Territoire ancestral	Territoire sur lequel une ou des Premières Nations possèdent ou sont susceptibles de posséder des droits ancestraux.
Terrain de piégeage autochtone	Territoire d'une superficie de plusieurs dizaines à plusieurs centaines de km^2 voué au piégeage et aux activités connexes, généralement situé dans une réserve à castor.
Territoire de chasse	Territoire d'une superficie de plusieurs centaines de km^2 voué à la pratique d'activités traditionnelles. Des Premières Nations préfèrent utiliser les limites des territoires de chasse ancestraux, qui peuvent différer de celles des terrains de piégeage.
Aire d'intérêt	Habitat faunique (ex. : habitat d'hiver de l'orignal), territoire à vocation culturelle (ex. : site de rassemblement historique) ou territoire utilisé à différentes fins (ex. : chasse, cueillette, camp autochtone, tourisme ethnoculturel), dont la superficie varie de quelques hectares à plusieurs dizaines de km^2.
Site d'intérêt	Site de campement, site historique, site culturel, site de cueillette, sentier de portage, sentier de trappe, etc.
Affectation issue d'une entente	Affectation (existante ou nouvelle) définie par une entente entre les gouvernements et les Premières Nations.

[5] En vertu de la Politique de consultation sur les orientations du Québec en matière de gestion et de mise en valeur du milieu forestier (MRN 2003).

[6] Les modes d'utilisation du territoire se traduisent par différentes affectations territoriales qui varient selon les Premières Nations.

Encadré 1. Engagements gouvernementaux

Projet de Stratégie d'aménagement durable des forêts[7]

La stratégie prévoit l'intégration des droits, des intérêts, des valeurs et des besoins des communautés autochtones dans la gestion et l'aménagement des ressources et du territoire forestiers.

Futur règlement d'aménagement durable des forêts[7]

Plusieurs dispositions sont prévues afin de protéger des sites et des aires d'intérêt pour les communautés autochtones.

Aménagement forestier

Objectif

L'objectif d'aménagement consiste à maintenir des conditions forestières qui sont favorables à la pratique des activités des Premières Nations et qui répondent à leurs intérêts, leurs valeurs et leurs besoins. À l'échelle de la planification stratégique, cet objectif implique généralement la protection intégrale de certains sites ou le maintien de la qualité de certains territoires (ex. : maintien de couvert forestier dans les habitats fauniques).

Moyens d'aménagement

Trois types de moyens sont généralement utilisés afin de maintenir les ressources valorisées par les Premières Nations et leurs modes d'utilisation du territoire :

- la protection intégrale;
- le maintien d'un couvert forestier;
- l'application de traitements sylvicoles particuliers.

Protection intégrale

La protection intégrale de certaines portions du territoire s'avère nécessaire lorsque les activités pratiquées sont incompatibles avec la récolte de matière ligneuse. Pour certaines affectations (ex. : les camps principaux), le futur RADF interdit les interventions forestières afin d'en conserver la qualité et la vocation (tableau 2).

Maintien d'un couvert forestier

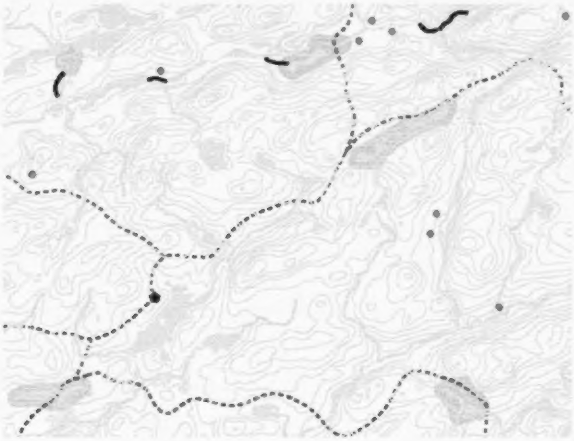
La quantité et les attributs du couvert forestier à maintenir sont fonction du territoire touché et des usages qu'en font les Premières Nations (ex. : terrain de piégeage, aires d'intérêt). Des modalités spécifiques quant à la superficie maximale et à la répartition spatiale et temporelle des aires de coupe peuvent également s'ajouter (encadré 2). À l'échelle locale, le maintien de lisières boisées soustraites à l'aménagement peut également s'avérer nécessaire (ex. : sentiers de portage ou de trappe).

[7] MRNF (2010).

Tableau 2. Modalités d'aménagement pour les affectations autochtones identifiées dans le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts[8].

Affectation autochtone	Modalité d'aménagement
Site archéologique	Aucune intervention sur le site
Site de sépulture	Aucune intervention sur le site et maintien d'une lisière boisée de 30 m[a]
Sentier de portage	Maintien d'une lisière boisée de 30 m[a et b]
Aire de séjour autochtone	Aucune intervention sur le site (4 000 m^2)
Camp principal autochtone (1 campement par 100 km^2)	Aucune intervention sur le site (40 000 m^2)
Camp temporaire autochtone[c] (2 campements par 100 km^2)	Aucune intervention sur le site (4 000 m^2)

[a] Dans le cas des lisières boisées, une récolte partielle maximale de 40 % des tiges ou de la surface terrière est permise. La densité ne peut être réduite en deçà de 700 tiges/ha ou de 16 m^2/ha.
[b] Dans la cartographie utilisée pour le calcul 2013-2018, ces lisières ont une largeur de 20 m.
[c] Ceux-ci ne sont pas dans la cartographie utilisée pour le calcul 2013-2018.



Source : Bureau du forestier en chef

Figure 2. Exemple d'un territoire forestier utilisé par les Premières Nations : sentier de trappe (---), sentier de portage (—), camp de trappe (noir), site d'intérêt faunique (orange), autre site d'intérêt (rouge).

Traitements sylvicoles

Des modes de récolte par coupes partielles qui maintiennent certaines essences et un couvert nécessaires à la faune sont parfois préconisés dans des affectations territoriales autochtones. L'objectif peut consister, par exemple, à maintenir les feuillus intolérants en bordure d'un cours d'eau servant d'habitat au castor[9].

Encadré 2. Exemples de modalités[10]

- Limiter, dans les secteurs de piégeage de la martre, à 33 % la proportion de la superficie forestière composée de peuplements de moins de 4 m de hauteur et maintenir des peuplements de plus de 7 m de hauteur sur plus de 33 % de la superficie forestière[9].
- Limiter à 40 % la proportion de la superficie forestière productive d'un terrain de piégeage pouvant être perturbée par période de 20 ans[11].
- Maintenir une lisière boisée de 100 m de chaque côté des sentiers de trappe, avec possibilité de récolte partielle[12].

Indicateurs forestiers

Certaines caractéristiques du couvert forestier (ex. : hauteur, âge, densité ou composition des peuplements) peuvent servir d'indicateurs de la qualité des territoires d'intérêt valorisés par les Premières Nations. Les ententes avec les Premières Nations peuvent notamment préciser les caractéristiques forestières, les seuils et les cibles à atteindre en fonction du contexte.

Intégration au calcul

Dans le cadre du calcul des possibilités forestières, la prise en considération des préoccupations des Premières Nations se fait principalement par l'exclusion de certains sites à la récolte et le respect de seuils quant aux caractéristiques forestières à maintenir sur un territoire donné (ex. : perturbations récentes, habitat de qualité pour certaines espèces fauniques). D'autres modalités de nature plus opérationnelle (ex. : localisation des forêts résiduelles dans le cadre d'une intervention en coupe mosaïque) ne sont pas intégrées au calcul.

[8] MRNF(2010).
[9] Abitibi-Consolidated du Canada (2007).
[10] Ces exemples constituent un échantillon des demandes faites au cours des dernières années par des Premières Nations ou des mesures identifiées dans des plans généraux d'aménagement forestier. Elles ne constituent pas nécessairement une position officielle pour le futur et ne sont pas partagées par l'ensemble des Premières Nations.
[11] Recommandation du Conseil des Montagnais du Lac-Saint-Jean faite en 2003 (Conseil tribal Mamuitun mak Nutashkuan 2004).
[12] Mesures d'harmonisation définies par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune pour différents sites d'intérêt autochtone situés à l'intérieur du territoire revendiqué par la communauté innue de Pessamit (Abitibi-Consolidated du Canada 2007).

La prise en considération de cet objectif dans le calcul *des possibilités forestières se fait aux étapes suivantes :*

- ✓ **Cartographie**
- Strates d'aménagement
- Stratégie sylvicole
- Évolution des strates
- ✓ **Variables de suivi**
- Optimisation
- Spatialisation avec STANLEY

Cartographie

Les affectations autochtones inscrites au futur RADF sont, pour la plupart, intégrées à la cartographie (tableau 2). La cartographie peut également intégrer d'autres portions du territoire utilisées par les Premières Nations telles que des sites d'intérêt, des terrains de piégeage ou des territoires de chasse. Selon le type d'affectation, ces superficies sont exclues du calcul alors que d'autres font l'objet de modalités particulières d'aménagement.

Variables de suivi

Plusieurs types d'indicateurs peuvent être utilisés dans le cadre du calcul afin d'évaluer la qualité des territoires d'intérêt pour les Premières Nations. Les indicateurs sont basés sur des données évolutives telles que l'âge, la hauteur ou la composition de la strate. Les échelles spatiale et temporelle d'application de ces indicateurs doivent être compatibles avec l'utilisation du territoire par les Premières Nations (ex. : territoire de chasse) et varieront en fonction des ententes convenues. Les indicateurs disponibles au calcul incluent, entre autres :

- stade de développement – Pourcentage de la superficie productive du territoire en strates de 7 m et plus de hauteur ou de strates de forêts matures (ex. : 90 ans et plus).
- composition – Pourcentage de la superficie productive du territoire en strates feuillues, mixtes ou résineuses.
- qualité de l'habitat – Pourcentage de la superficie productive du territoire en habitat de bonne qualité pour certaines espèces fauniques d'intérêt pour les Premières Nations (ex. : orignal, martre, gélinotte, tétras)[13].

Dans les cas où un seuil est défini et que le résultat de la variable de suivi indique que le seuil n'est pas respecté, celui-ci peut être intégré sous forme d'une *contrainte à l'optimisation*[14].

Références

Abitibi-Consolidated du Canada. 2007. Plan général d'aménagement forestier 2008-2013. Unité d'aménagement forestier 093-51. Qc.

Anonyme. 2002. Entente sur une nouvelle relation entre le gouvernement du Québec et les Cris du Québec. 2002. Waskaganish, Qc, 108 p. http://ccqf-cqfb.ca/commun/PDF_fr/ENRQC.pdf (consulté le 2 juin 2009)

Anonyme. 2004. Entente de principe d'ordre général entre les Premières Nations de Mamuitun et de Nutashkuan et le gouvernement du Québec et le gouvernement du Canada. Québec, Qc, 119 p. www.mamuitun.com/pdf/Entente-de-principe.pdf (consulté le 2 juin 2009)

Conseil tribal Mamuitun mak Nutashkuan. 2004. Mémoire présenté à la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise, Betsiamites, Qc, 64 p. www.commission-foret.qc.ca/memoires/doc_209_09_Mamuitun.pdf (consulté le 2 juin 2009)

Hénault, M., L. Bélanger, A.R. Rodgers, G. Redmond, K. Morris, F. Potvin, R. Courtois, S. Morel et M. Mongeon. 1999. Moose and forest ecosystem management: the biggest beast but not the best. Alces, 3 : 213-225.

Jacqmain, H., C. Dussault, R. Courtois et L. Bélanger. 2008. Moose-habitat relationships: integrating local Cree native knowledge and scientific findings in northern Quebec. Revue canadienne de recherche forestière, 38 : 3120-3132.

MRN. 2003. Politique de consultation sur les orientations du Québec en matière de gestion et de mise en valeur du milieu forestier. Gouvernement du Québec, Québec, Qc, 24 p. www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/consultation/Politique-consultation.pdf (consulté le 28 avril 2009)

MRNF. 2010. Consultation sur l'aménagement durable des forêts du Québec : document de consultation publique – Stratégie d'aménagement durable des forêts et modalités proposées pour le futur règlement sur l'aménagement durable des forêts. Gouvernement du Québec, Québec, Qc, 104 p. http://consultation-adf.mrn.gouv.qc.ca/pdf/document-consultation-adf.pdf (consulté le 29 juillet 2013)

Rédaction : Antoine Nappi, biol., Ph.D.
Collaboration : Steve Morel, ing.f., M.Sc. (BFEC).
Révision : Jean-Simon Fortin, ing.f. (MRN), Martin Girard, ing.f. (BFEC), Hugo Jacqmain, ing.f. Ph.D. (MRN), Geneviève Lejeune, ing.f. (BFEC), Anouk Pohu, ing.f. (BFEC), Simon St-Georges, ing.f. (MRN) et Marc St-Onge, ing.f., MATDR (Conseil de bande des Innus Essipit).
Remerciements : Raymond Descarreaux, tech. f. (BFEC).

Référence à citer : Nappi, A. 2013. Premières Nations. Fascicule 4.16. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 239-242.

[13] Pour une description des modèles de qualité d'habitat intégrés au calcul, se référer au fascicule 4.6 – Habitats fauniques.
[14] Se référer au fascicule 2.6 – Optimisation.

4.17 Cris

Crédit photo : Hugo Jacqmain

Les pratiques forestières sont susceptibles de modifier l'utilisation du territoire par les Cris. Le régime forestier adapté, en vigueur depuis 2002, prévoit des mesures qui visent, entre autres, la protection de sites d'intérêt et le maintien d'un couvert forestier dans les terrains de trappage et dans les territoires forestiers d'intérêt faunique. Plusieurs modalités de ce régime sont intégrées au calcul des possibilités forestières.

Préoccupation

Respecter les valeurs et les intérêts des Cris ainsi que leurs usages du territoire exige une foresterie adaptée. L'effet cumulé des grandes aires de coupe et du développement du réseau routier crée des conflits d'utilisation du territoire ainsi qu'une perception négative, chez les Cris, de l'effet de la foresterie sur leur mode de vie[1]. Par exemple, l'exploitation forestière dans un secteur d'intervention peut engendrer des habitats peu propices à certaines espèces fauniques durant plusieurs années et entraîner des répercussions négatives sur les activités traditionnelles de familles cries[2].

La *Convention de la Baie-James et du Nord québécois* de 1975 prévoyait peu de dispositions sur la gestion des forêts. Un régime forestier adapté, inclus dans l'*Entente concernant une nouvelle relation entre le gouvernement du Québec et les Cris du Québec* signée en 2002, a été instauré en réponse au contexte d'une foresterie qui s'est intensifiée dans les années 1980. Ce régime forestier adapté prévoit une meilleure prise en considération du mode de vie des Cris et de leur participation à la gestion des forêts. Le Conseil Cris-Québec sur la foresterie et les groupes de travail conjoints suivent sa mise en œuvre.

Le régime forestier adapté prévoit plusieurs mesures pour préserver le mode de vie des Cris[3]. Afin de mieux tenir compte de leur utilisation du territoire, les terrains de trappage sont à la base du découpage territorial pour l'aménagement forestier : les unités territoriales de référence (UTR) sont délimitées en fonction des terrains de trappage alors que les unités d'aménagement sont constituées d'un regroupement de ceux-ci (figure 1). Le régime forestier adapté interdit[4] l'exploitation forestière sur les sites d'intérêt (ex. : camps permanents, sentiers de portage) identifiés par les maîtres de trappe. Des mesures assurent le maintien d'un couvert forestier dans les territoires forestiers d'intérêt faunique, aux abords des principaux plans d'eau et dans les terrains de trappage. Le régime forestier adapté prévoit l'élaboration d'une stratégie sylvicole particulière pour les peuplements mixtes et d'une directive pour améliorer la prise en considération des habitats fauniques. Les Cris et les aménagistes peuvent également convenir de mesures supplémentaires lors de l'élaboration des plans d'aménagement forestier.

Source : Bureau du forestier en chef

Figure 1. Unités d'aménagement comprises dans le territoire d'application du chapitre 3 de l'*Entente concernant une nouvelle relation entre le gouvernement du Québec et les Cris du Québec*.

[1] Jacqmain (2008).
[2] Bureau du forestier en chef (2010).
[3] L'ensemble des mesures rapportées dans ce fascicule se trouvent dans le chapitre 3 de l'*Entente concernant une nouvelle relation entre le gouvernement du Québec et les Cris du Québec* (Anonyme 2002).
[4] À moins d'avis contraire du maître de trappe.

Aménagement forestier

Objectif

L'objectif d'aménagement consiste à maintenir des conditions forestières propices à la poursuite des activités traditionnelles des Cris. Cet objectif implique de conserver la qualité des terrains de trappage ou de certaines portions de ceux-ci (ex. : sites d'intérêt, territoires forestiers d'intérêt faunique).

Moyens d'aménagement

Le régime forestier adapté définit un ensemble de modalités d'intervention qui touchent, entre autres, à la protection intégrale des sites d'intérêt ou de certains territoires, au maintien d'un couvert forestier, à certaines modalités d'organisation spatiale des coupes ainsi qu'à la composition des peuplements. De plus, certaines mesures du régime visent à améliorer la participation des Cris et la prise en considération de leurs préoccupations lors de la préparation des plans d'aménagement.

Protection intégrale

Les activités d'aménagement forestier sont exclues des sites d'intérêt (encadré 1). D'autres territoires sont également exclus des activités de récolte, dont certains figurent au registre des aires protégées[5].

Maintien d'un couvert forestier

L'entente prévoit plusieurs modalités afin de maintenir un certain couvert forestier et de limiter la proportion d'aires en régénération (tableau 1). Les peuplements de 7 m et plus de hauteur doivent couvrir au minimum 30 % de la superficie productive de chaque terrain de trappage[6]. Dans les territoires forestiers d'intérêt faunique, cette proportion doit être d'au moins 50 %, alors que les peuplements de 90 ans et plus doivent couvrir au moins 10 % de la superficie productive[7].

Le taux annuel de récolte est modulé en fonction du pourcentage qu'occupent les aires de perturbations antérieures dans le terrain de trappage (tableau 2). Aucune récolte n'est permise lorsque la superficie perturbée au cours des 20 dernières années couvre plus de 40 % du terrain de trappage.

Encadré 1. Définition des affectations territoriales considérées dans le régime forestier adapté

Terrain de trappage
Territoire où les activités relatives à l'exploitation faunique sont menées sous la surveillance d'un maître de trappe cri.

Territoire forestier d'intérêt faunique
Portion d'un terrain de trappage, identifiée par le maître de trappe, bénéficiant d'une protection particulière pour améliorer l'harmonisation entre les activités d'aménagement forestier et les activités traditionnelles. Des modalités d'intervention particulières sont appliquées pour maintenir ou améliorer l'habitat d'espèces fauniques très importantes (ex. : orignal, martre, castor, lièvre, poisson, caribou). La superficie de ces territoires n'excède pas 25 % de la superficie forestière productive de chaque terrain de trappage.

Site d'intérêt
Les sites d'intérêt[8] sont identifiés par les Cris et peuvent inclure des :

- camps permanents et saisonniers;
- sites traditionnels, culturels et sacrés;
- lieux de sépulture;
- lieux de cueillette des petits fruits;
- sites archéologiques ou à potentiel archéologique;
- extensions des bandes protectrices;
- sentiers de portage;
- tanières d'ours;
- caches d'oiseaux aquatiques;
- sources d'approvisionnement en eau potable;
- autres requêtes.

Organisation spatiale des coupes

Des modalités sont prévues dans l'*Entente* afin d'assurer une répartition spatiale des blocs de coupe et des peuplements résiduels qui répondent aux besoins des Cris. La coupe mosaïque est appliquée sur au moins 75 % des superficies récoltées du terrain de trappage et sur la totalité de celles récoltées dans les territoires forestiers d'intérêt faunique. La récolte des peuplements résiduels s'effectue lorsque le secteur initialement récolté atteint une hauteur moyenne de 3 m; cette hauteur doit être de 7 m dans les territoires forestiers d'intérêt faunique.

Des modalités sont également prévues afin de limiter la taille des aires de coupe, tant pour les secteurs aménagés par la coupe mosaïque que pour ceux constitués d'agglomérations de coupes (tableau 1).

Les mesures prévues pour la protection des forêts adjacentes aux cours d'eau et aux lacs comprennent le maintien de lisières boisées de 20 m le long de tous les cours d'eau permanents et des lacs, le maintien de peuplements forestiers de plus de 200 m de largeur sur

[5] Ces territoires sont la réserve de biodiversité projetée des collines de Muskuchii, la réserve de parc national du Québec Assinica et le projet de parc national Albanel-Témiscamie-Otish.

[6] L'*Entente* identifie ces peuplements comme ceux de plus de 7 m de hauteur.

[7] L'*Entente* identifie ces peuplements comme ceux âgés de plus de 90 ans.

[8] La superficie des sites d'intérêt couvre au maximum 1 % de la superficie totale de chaque terrain de trappage. La superficie totale de référence inclut les lacs de moins de 5 km².

une des berges des rivières de plus de 5 m de largeur ainsi que l'application de la coupe mosaïque dans l'encadrement visuel des grands lacs (de plus de 5 km^2).

Tableau 1. Seuils pour les indicateurs des principales modalités du régime forestier adapté, par type d'affectation territoriale.

Indicateurs	Seuils	
	Terrain de trappage	Territoire forestier d'intérêt faunique
Pourcentage de la superficie productive constitué de peuplements de 7 m et plus de hauteur	≥ 30 %	≥ 50 %
Pourcentage de la superficie productive constitué de peuplements âgés de 90 ans et plus	–	≥ 10 %
Pourcentage de la superficie productive ayant fait l'objet de récoltes ou de feux au cours des 20 dernières années	≤ 40 %	
Pourcentage des superficies récoltées constitué de coupes en mosaïque	≥ 75 %	100 %
Superficie d'une aire de coupe d'un seul tenant pour les secteurs de coupe en mosaïque	≥ 20 % des coupes < 50 ha ≥ 70 % des coupes < 100 ha 100 % des coupes < 150 ha	
Superficie d'une aire de coupe d'un seul tenant pour les secteurs de coupe avec séparateurs	≥ 40 % des coupes < 50 ha 100 % des coupes < 100 ha	

Composition et structure des peuplements

Les interventions sylvicoles doivent permettre de maintenir la composante feuillue, en particulier dans les peuplements mixtes. Ces peuplements sont des habitats de meilleure qualité pour plusieurs espèces fauniques recherchées par les maîtres de trappe et sont relativement rares sur le territoire couvert par l'*Entente*[9]. De plus, les traitements sylvicoles doivent permettre de protéger la régénération préétablie, en particulier la haute régénération, afin de recréer plus rapidement un habitat de bonne qualité pour la faune.

Tableau 2. Modulation du taux annuel maximum de coupe dans les terrains de trappage et dans les territoires forestiers d'intérêt faunique en fonction du pourcentage qu'occupent les aires de perturbations antérieures dans le terrain de trappage.

% de perturbations[a] par terrain de trappage au cours des 20 dernières années	Taux annuel maximum de coupe (%)	
	Terrain de trappage[b]	Territoire forestier d'intérêt faunique
< 15	8 (5)	4
15 à 30	6 (3)	3
30 à 40	4 (2)	2
≥ 40	0	0

[a] Inclut la récolte (totale et partielle) et le feu.

[b] Le nombre entre parenthèses correspond à l'ajustement du taux de coupe lorsque le pourcentage de superficie perturbée âgée de plus de 20 ans (entre 20 et 40 ans) est d'au moins 40 %.

Autres modalités

Les principales modalités du régime permettent de créer une mosaïque forestière favorable à plusieurs espèces fauniques d'intérêt pour les Cris (ex. : orignal, gélinotte, lièvre). D'autres modalités peuvent être appliquées à une échelle locale afin de protéger certaines composantes importantes de l'habitat pour ces espèces[10]. D'autres modalités s'appliquent à l'échelle de la planification opérationnelle (ex. : développement du réseau routier) ou peuvent s'ajouter lors de la planification des activités d'aménagement forestier par le biais de différents outils et processus (ex. : participation des maîtres de trappe à la planification forestière).

Indicateurs forestiers

Des indicateurs et des cibles sont définis dans différentes modalités du régime forestier adapté. Ces indicateurs, résumés au tableau 1, concernent principalement la proportion dans le paysage de certains stades de développement, de perturbations récentes, de coupes en mosaïque ainsi que la taille des coupes réalisées. La proportion de perturbations récentes est également prise en considération pour moduler le taux annuel de récolte (tableau 2). D'autres indicateurs peuvent être utilisés afin de faire le portrait de la composition forestière ou de la qualité de certains habitats fauniques. Ces indicateurs s'appliquent à l'échelle des terrains de trappage ou des territoires forestiers d'intérêt faunique.

[9] Le régime prévoit l'élaboration d'un guide d'aménagement spécifique des peuplements mixtes qui décrit les objectifs d'aménagement (faunique et forestier) de même que les modalités d'intervention pour le maintien et le renouvellement de ces peuplements (ex. : techniques de récolte, caractéristiques de peuplements à conserver). Bien que ce guide n'ait pas été produit, le ministère des Ressources naturelles a précisé la stratégie d'aménagement des peuplements mixtes dans le territoire de l'*Entente* pour la période 2008-2013, soit de maintenir les peuplements mixtes dans chaque aire de trappe tout en préservant le caractère résineux propre à ce territoire.

[10] Conseil Cris-Québec sur la foresterie (2005).

Intégration au calcul

Plusieurs modalités du régime forestier adapté peuvent être intégrées au calcul. Ces modalités de nature stratégique concernent l'exclusion de certains territoires à la récolte, le maintien d'un couvert forestier ainsi que la composition des strates d'aménagement. Certaines modalités liées à l'organisation spatiale des coupes peuvent également être intégrées. D'autres modalités de nature opérationnelle telles que la gestion du réseau routier ne sont pas considérées au calcul.

La prise en considération de cet objectif dans le calcul des possibilités forestières se fait aux étapes suivantes :

✓	**Cartographie**
	Strates d'aménagement
✓	**Stratégie sylvicole**
	Évolution des strates
✓	**Variables de suivi**
✓	**Optimisation**
✓	**Spatialisation avec STANLEY**

Cartographie

La délimitation des terrains de trappage[11] et des territoires forestiers d'intérêt faunique est intégrée à la carte CFET-BFEC. Les sites d'intérêt ainsi que plusieurs territoires à vocation de protection (ex. : réserve de biodiversité projetée des collines de Muskuchii, réserve de parc national du Québec Assinica, refuges biologiques) sont exclus du calcul.

Les lisières boisées riveraines ne sont pas délimitées; elles sont considérées indirectement en appliquant un pourcentage de réduction de la superficie des polygones touchés. Ce pourcentage est fonction de la superficie des lisières boisées et de la densité des peuplements touchés[12]. Le résultat du calcul est ajusté à la baisse sur la base de ce pourcentage de réduction.

Stratégie sylvicole

Certains scénarios sylvicoles contribuent au maintien de peuplements mixtes et d'habitats de qualité pour certaines espèces fauniques. L'application de traitements sylvicoles tels que la coupe avec protection de la haute régénération et des sols (CPHRS) et la coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) peut être favorisée afin de maintenir un couvert résiduel pour la faune. Des coupes partielles (coupes progressives et éclaircie commerciale) peuvent être réalisées, sauf dans les blocs de forêts résiduelles issus de la coupe en mosaïque[13].

Variables de suivi

Plusieurs indicateurs relatifs aux modalités du régime forestier adapté et s'appliquant aux terrains de trappage ou aux territoires forestiers d'intérêt faunique peuvent être suivis dans le cadre du calcul :

Stades de développement

- pourcentage de la superficie productive en strates de 7 m et plus de hauteur par terrain de trappage ou par territoire forestier d'intérêt faunique;
- pourcentage de la superficie productive en strates de 90 ans et plus par territoire forestier d'intérêt faunique;

Perturbations antérieures

- pourcentage de la superficie productive en strates perturbées depuis 0 à 20 ans ou en strates perturbées depuis 20 à 40 ans par terrain de trappage (la superficie perturbée inclut les coupes totales et les coupes partielles[14]);

Composition forestière

- pourcentage de la superficie productive en strates feuillues par unité d'aménagement;
- pourcentage de la superficie productive en strates mixtes par unité d'aménagement.

Habitats fauniques

- pourcentage de la superficie productive en habitat de bonne qualité pour certaines espèces fauniques d'intérêt[15] (ex. : orignal, tétras, gélinotte, martre) par terrain de trappage ou par territoire forestier d'intérêt faunique.

Optimisation

Les seuils identifiés aux tableaux 1 et 2, à l'exception de ceux concernant la taille des aires de coupe, sont intégrés sous la forme de *contraintes à l'optimisation* de manière à s'assurer du respect des modalités. Ainsi, un terrain de trappage ou un territoire forestier d'intérêt faunique devient non disponible à la récolte lorsque la proportion de strates de 7 m et plus de hauteur ou de 90 ans et plus est inférieure au seuil minimal ou lorsque la superficie perturbée au cours des 20 dernières années dépasse son seuil maximal.

[11] Chaque unité territoriale de référence (UTR) correspond aux limites d'un terrain de trappage alors que les unités d'aménagement sont constituées d'un regroupement de terrains de trappage.

[12] La valeur du pourcentage de réduction est établie en considérant une largeur des lisières de 20 m et une récolte partielle à l'intérieur des lisières de densité « A » et « B ».

[13] Conseil Cris-Québec sur la foresterie (2010).

[14] La contribution des coupes partielles aux superficies perturbées est pondérée en fonction du pourcentage de la surface terrière marchande récolté.

[15] Se référer au fascicule 4.6 – Habitats fauniques.

Des contraintes sur les taux annuels de récolte sont appliquées en fonction du pourcentage de perturbations antérieures dans les terrains de trappage afin de respecter les modalités du tableau 2[16]. Une contrainte est également appliquée pour la coupe en mosaïque afin que la superficie de forêts résiduelles (hauteur ≥ 7 m) soit équivalente ou supérieure à la superficie récoltée.

Spatialisation avec STANLEY

La spatialisation avec STANLEY[17] est utilisée afin de gérer certains patrons de la coupe en mosaïque définis dans le régime forestier adapté, soit la taille maximale des aires de coupe (< 150 ha), la superficie de forêts résiduelles ainsi que le délai à respecter pour la récolte des peuplements résiduels (lorsque la régénération des parterres de coupe atteint 3 m [terrains de trappage] ou 7 m de hauteur [territoires forestiers d'intérêt faunique]).

Références

Anonyme. 2002. Entente sur une nouvelle relation entre le gouvernement du Québec et les Cris du Québec (*Entente*). Waskaganish, Qc, 108 p. http://ccqf-cqfb.ca/commun/PDF_fr/ENRQC.pdf (consulté le 2 juin 2009)

Bureau du forestier en chef. 2010. Bilan d'aménagement forestier durable au Québec 2000-2008. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, 290 p.

Conseil Cris-Québec sur la foresterie. 2005. Projet de directives sur la protection et l'aménagement des habitats fauniques du territoire de l'Entente concernant une nouvelle relation entre le gouvernement du Québec et les Cris du Québec. Québec, Qc, 32 p. http://ccqf-cqfb.ca/commun/PDF_fr/8_Avis29mars.pdf (consulté le 20 juin 2012)

Conseil Cris-Québec sur la foresterie. 2010. Réponse à la demande d'éclaircissement en lien avec l'application de trois modalités inhérentes au régime forestier adapté s'appliquant au territoire de la « Paix des braves ». Québec, Qc, 6 p. http://www.ccqf-cqfb.ca/commun/PDF_fr/46_ReponseauForestierenchef.pdf (consulté le 20 juin 2012)

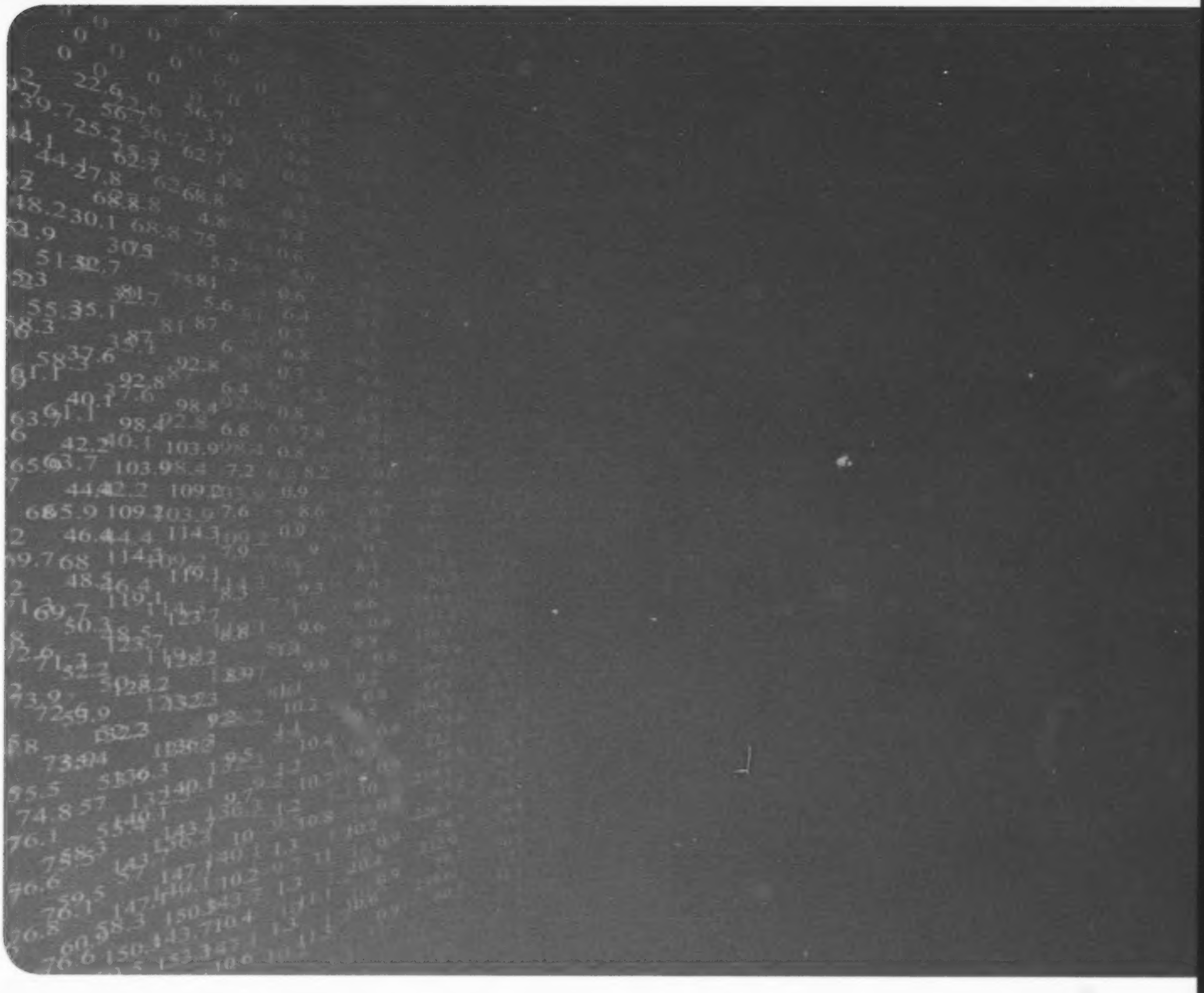
Jacqmain, H. 2008. Développement d'un processus d'aménagement durable de l'habitat de l'orignal culturellement adapté aux Cris de Waswanipi dans la pessière noire du nord du Québec. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, Qc, 130 p.

MRNF. 2007. Guide d'aide à la planification forestière. Mise en oeuvre des OPMV et des stratégies d'aménagement forestier propres au territoire forestier de l'ENRQC. Gouvernement du Québec, Lebel-sur-Quévillon, Qc, 14 p. www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/entreprises/guide-planification.pdf (consulté le 20 juin 2012)

Rédaction : Antoine Nappi, biol., Ph.D.
Collaboration : Louise Audet, tech.f. (BFEC), Bruno Cournoyer, ing.f. (BFEC) et Steve Morel, ing.f., M.Sc. (BFEC).
Révision : Jean-Simon Fortin, ing.f. (MRN), Hugo Jacqmain, ing.f., Ph.D. (MRN), Stéphan Ouellet, ing.f. (L'Administration Régionale Crie) et Simon St-Georges, ing.f. (MRN).

Référence à citer : Nappi, A. 2013. Cris. Fascicule 4.17. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 243-247.

[16] En fonction des perturbations présentes en début du calcul ainsi que tout au long de l'horizon de calcul.
[17] Se référer au fascicule 2.7 – Spatialisation avec STANLEY.



Bureau du forestier en chef

Québec